

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL

**PRIORISATION DE LA CONSERVATION DES BOIS URBAINS : ANALYSE DES
INTERACTIONS ENTRE LES OBJECTIFS ÉCOLOGIQUES ET SOCIAUX**

MÉMOIRE
PRÉSENTÉ
COMME EXIGENCE PARTIELLE
DE LA MAÎTRISE EN BIOLOGIE

PAR
CHARLOTTE LANGLOIS

AVRIL 2025

UNIVERSITÉ DU QUÉBEC À MONTRÉAL
Service des bibliothèques

Avertissement

La diffusion de ce mémoire se fait dans le respect des droits de son auteur, qui a signé le formulaire *Autorisation de reproduire et de diffuser un travail de recherche de cycles supérieurs* (SDU-522 – Rév.12-2023). Cette autorisation stipule que «conformément à l'article 11 du Règlement no 8 des études de cycles supérieurs, [l'auteur] concède à l'Université du Québec à Montréal une licence non exclusive d'utilisation et de publication de la totalité ou d'une partie importante de [son] travail de recherche pour des fins pédagogiques et non commerciales. Plus précisément, [l'auteur] autorise l'Université du Québec à Montréal à reproduire, diffuser, prêter, distribuer ou vendre des copies de [son] travail de recherche à des fins non commerciales sur quelque support que ce soit, y compris l'Internet. Cette licence et cette autorisation n'entraînent pas une renonciation de [la] part [de l'auteur] à [ses] droits moraux ni à [ses] droits de propriété intellectuelle. Sauf entente contraire, [l'auteur] conserve la liberté de diffuser et de commercialiser ou non ce travail dont [il] possède un exemplaire.»

REMERCIEMENTS

La réalisation de ce mémoire n'aurait pas été possible sans la contribution, de près et de loin, d'un précieux réseau d'expertes, experts et proches.

Je tiens premièrement à remercier mon superviseur, Alain Paquette. Tu as su bien avant moi le type de projet qui me conviendrait, mais tu m'as laissé le temps d'y cheminer moi-même, merci pour ta confiance et ta patience. Ta disponibilité et présence constantes, ainsi que l'environnement de travail accueillant que tu crées ont posé un cadre très solide pour la réalisation de ce projet. J'aurais été bien surprise, lorsque j'ai fait mes premiers pas au laboratoire, de savoir que j'y serais toujours six ans plus tard, mais je suis très heureuse que mon parcours ait pris cette direction. Merci aussi à Françoise Cardou d'avoir accepté de me co-superviser. Ton implication tout au long du projet a contribué à la résolution de nombreux problèmes et tes commentaires m'ont poussée à constamment améliorer la qualité de mon travail.

Merci à Stéphanie Pellerin et Alexandre Bergeron de m'avoir généreusement partagé et permis d'utiliser leurs données d'inventaire, sans lesquelles ce projet n'aurait pas pu voir le jour. Merci au passage à Daniel Schönig pour ses conseils techniques sur divers types d'analyses.

Je tiens également à remercier les membres du PaqLab, particulièrement le PPC : Mégane, Sarah, David, Davia, Vanessa, Johanna, Ambre, Jérémy. Je me sens chanceuse d'avoir pu vous côtoyer quotidiennement, merci pour vos encouragements et toutes les discussions constructives ou moins sérieuses de fin de journée. Aux anciens, Hugo et aussi Vanessa, pour tes idées qui m'ont souvent guidée.

Un merci spécial à mes parents pour leur présence constante, à mes sœurs et toute la famille pour leur compréhension et leur support qui ont rendu cette aventure beaucoup plus facile. Merci à mes amies et amis pour leurs encouragements et d'avoir su me changer les idées lorsque j'en avais besoin. À mes deux merveilleuses amies et colocs, Lexi et Ali, je vous suis extrêmement reconnaissante. Les repas réconfortants durant les périodes chargées et les longues conversations du dimanche matin m'ont grandement aidée à naviguer à travers les trois dernières années. Bref, merci à mes proches pour leur contribution indirecte, mais essentielle à ce mémoire.

TABLE DES MATIÈRES

REMERCIEMENTS	ii
LISTE DES FIGURES.....	v
LISTE DES TABLEAUX	vi
DÉCLARATION DES CONTRIBUTIONS	vii
RÉSUMÉ.....	viii
CHAPITRE I : INTRODUCTION GÉNÉRALE.....	1
1.1 La ville et les boisés urbains.....	1
1.1.1 Boisés urbains.....	1
1.1.2 Conditions de l'environnement urbain	2
1.1.3 Origines de l'écologie urbaine.....	3
1.2 La conservation dans les villes	3
1.2.1 Évolution de la conservation des boisés urbains	3
1.2.2 Priorisation de la conservation	5
1.2.3 Intégrité écologique	6
<i>Définition de l'intégrité écologique</i>	6
<i>Intégrité des boisés urbains</i>	7
<i>Écosystèmes nouveaux</i>	8
<i>Application pratique de l'intégrité écologique</i>	8
1.2.4 Connectivité écologique	9
<i>Définition et importance de la connectivité dans les villes</i>	9
<i>Application pratique de la connectivité</i>	9
<i>Liens avec l'intégrité écologique</i>	11
1.2.5 Services écosystémiques et multifonctionnalité	12
<i>Définition des services écosystémiques</i>	12
<i>Application pratique des services écosystémiques</i>	13
<i>Liens avec l'intégrité écologique et la connectivité</i>	14
1.2.6 Iniquités environnementales	15
<i>Définition du concept d'iniquités environnementales</i>	15
<i>Implications des iniquités environnementales</i>	16

<i>Application pratique des iniquités environnementales</i>	17
<i>Liens avec l'intégrité écologique, la connectivité et les services écosystémiques</i>	18
1.3 Problématique, objectif et hypothèses	19
1.4 Survol méthodologique	19
1.4.1 La région de Montréal comme étude de cas	19
<i>Domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme</i>	19
<i>Historique du développement de la région de Montréal</i>	21
1.4.2 Design expérimental	22
<i>Réseau de boisés</i>	22
<i>Choix des services écosystémiques</i>	23
CHAPITRE II: URBAN WOODLAND CONSERVATION: ARE THE MOST ECOLOGICALLY PRISTINE THE MOST USEFUL TO THE PEOPLE?	24
2.1 Introduction	24
2.2 Methods	30
2.2.1 Study area and site selection	31
2.2.2 Plant and soil physical properties inventories.....	32
2.2.3 Indicators estimation	33
2.2.4 Statistics	39
2.3 Results	39
2.4 Discussion.....	45
2.4.1 Relationships between conservation goals.....	45
2.4.2 Implications for conservation management	50
2.5 Conclusion	51
2.6 Acknowledgements.....	52
CHAPITRE III : CONCLUSION GÉNÉRALE	53
3.1 Contexte et cadre de l'étude	53
3.2 Résultats principaux et perspectives de gestion	54
ANNEXE A : MÉTHODE DU CHAPITRE II	56
ANNEXE B : RÉSULTATS ADDITIONNELS DU CHAPITRE II.....	62
RÉFÉRENCES.....	71

LISTE DES FIGURES-

Figure	Page
1.1	Modèle en cascade illustrant le lien entre les écosystèmes et le bien-être humain 15
1.2	Répartition géographique du domaine de l'érable à caryer cordiforme 20
2.1	Direction of the hypothesized relationships between the prioritization of pairs of conservation goals 30
2.2	Location of the selected 48 forest patches and the land cover types of the Montreal area 32
2.3	Spatial distribution of the conservation prioritization considering each conservation goal: (A) multifunctionality of ecosystem services, (B) social vulnerability, (C) ecological integrity and (D) connectivity 42
2.4	Associations between conservation goals 44
B.1	Relationship between patch size and conservation priority for connectivity 67
B.2	Associations between individual ecosystem services and contribution to connectivity 68
B.3	Associations between individual ecosystem services and social vulnerability 69
B.4	Associations between individual dimensions of ecological integrity and social vulnerability 70

LISTE DES TABLEAUX

Tableau	Page
2.1 Score attribution for the assessment of the biological value index of vegetation	38
A.1 Woodland patches' location and size	57
A.2 General information on the public datasets used for indicators estimation	60
A.3 Shade tolerance values assigned to species absent from the Tree Functional Trait Application V1 database (Belluau et al., 2023)	61
B.1 Conservation priority ranks of urban woodlands for different conservation goals	63
B.2 Spearman correlation coefficients and p values between the priorities of conservation goals in pairs	66

DÉCLARATION DES CONTRIBUTIONS

L'intuition initiale du sujet de ce mémoire est celle d'Alain Paquette, discutée et peaufinée maintes fois par la suite entre nous pour en arriver à des questions de recherche pertinentes. J'ai par la suite conduit la revue de littérature pour construire le cadre d'analyse et formuler les hypothèses.

Le Chapitre II est le fruit d'une collaboration entre plusieurs partis. La sélection des sites d'étude ainsi que les inventaires de la végétation et des caractéristiques physiques des boisés ont été conduits par Alexandre Bergeron et Stéphanie Pellerin (Bergeron, 2020). Le choix et le calcul des indices d'intégrité écologique, de connectivité, des services écosystémiques et de vulnérabilité sociale ont été menés par moi-même, avec l'assistance d'Alain Paquette et Françoise Cardou. L'adaptation de la méthode d'évaluation de l'intégrité écologique a été un travail conjoint d'Alain Paquette, Françoise Cardou et moi-même. J'ai ensuite mené l'analyse des données et interprété les résultats.

La rédaction de l'entièreté du présent manuscrit a été réalisée par moi-même.

RÉSUMÉ

Considérant que plus de la moitié de la population mondiale vit dans les zones urbaines et que cette proportion devrait atteindre 68% d'ici 2050, les boisés urbains et autres espaces verts dans les villes deviennent de plus en plus importants. De nombreuses villes mettent en place de nouvelles mesures de conservation pour préserver ces milieux, mais étant donné les ressources et l'espace limités dans les zones urbaines, il est nécessaire de faire des choix concernant les milieux prioritaires à conserver. En raison de la diversité des acteurs impliqués dans la gestion municipale, ces choix peuvent prendre des directions variées et entrer en conflit les uns avec les autres. En contexte urbain, les mécanismes d'interaction entre les différents objectifs de conservation sont encore mal compris. En utilisant un réseau de 48 boisés urbains de la région métropolitaine de Montréal, nous avons examiné les associations (synergies ou compromis) entre la priorisation de conservation selon : (i) l'intégrité écologique, (ii) la contribution à la connectivité, (iii) la multifonctionnalité des services écosystémiques, et (iv) la vulnérabilité sociale. Ces associations ont été testées par des corrélations de rangs de Spearman. La seule association significative que nous avons observée est entre la priorisation de l'intégrité écologique et celle de la vulnérabilité sociale, et elle est négative, ce qui indique que la sélection des boisés les plus écologiquement intègres contribue à intensifier les iniquités environnementales. Nos résultats montrent également l'absence de combinaisons d'objectifs de conservation pouvant simultanément être optimisés par les mêmes boisés. Cependant, l'absence d'association positive dans nos résultats suggère que des compromis ne sont pas nécessairement requis et que différents objectifs de conservation peuvent être complémentaires dans les plans d'aménagement.

Mots-clés : analyse multicritère, intégrité écologique, connectivité, services écosystémiques, multifonctionnalité, iniquités environnementales, synergies et compromis

CHAPITRE I

INTRODUCTION GÉNÉRALE

1.1 La ville et les boisés urbains

1.1.1 Boisés urbains

Ce n'est qu'au milieu des années 1960, au Canada, qu'est introduit pour la première fois le terme de forêt urbaine, soit l'ensemble des arbres situés à l'intérieur des limites d'une ville (Johnston, 1996; Kowarik & Körner, 2005). Les boisés urbains, quant à eux, sont une des dimensions de la forêt urbaine caractérisée par les milieux forestiers dont la végétation n'est pas aménagée comme celle d'un parc (Lehvävirta & Rita, 2002). Ils sont habituellement des vestiges des forêts historiques de la région, ou résultent de la régénération naturelle ou de la plantation de milieux précédemment transformés (ex. terres agricoles, friches industrielles, etc) (Konijnendijk, 2005). Bien que la communauté végétale ligneuse y soit dominante, les boisés urbains englobent aussi les dimensions animales, des microorganismes et de l'environnement physique, ainsi que les interactions entre ces compartiments de l'écosystème (Ordóñez & Duinker, 2012). Ils sont généralement considérés comme les espaces verts urbains les plus complexes (Jim, 2017).

La complexité de la structure des boisés urbains se rapproche plus de celle des forêts naturelles que de celle des parcs manucurés par la présence de plusieurs strates végétales (Jim, 2017; Lehvävirta & Rita, 2002). Les communautés résultent également des mêmes processus de dispersion, colonisation, naissance et mortalité qui façonnent les forêts naturelles (Kondratyeva et al., 2020). Les assemblages d'espèces retrouvés dans les boisés urbains diffèrent toutefois de ceux des forêts naturelles en raison de la forte pression de sélection exercée par les conditions propres à l'environnement urbain, qui agissent comme une succession de filtres (Aronson et al., 2014; Fornal-Pieniak et al., 2019; Lehvävirta & Rita, 2002; Vallet et al., 2010).

1.1.2 Conditions de l'environnement urbain

Les villes sont caractérisées par une forte densité de population humaine (Weeks, 2010) et des taux élevés de transport de biens et d'organismes (Crooks & Sanjayan, 2006; Potgieter et al., 2024). Les villes sont également marquées par une transformation intensive des milieux naturels originels en surfaces artificielles imperméables ayant généralement une capacité élevée de rétention de la chaleur (Aronson et al., 2014; Gaston, 2010). La dominance de la matrice urbaine par ces nouvelles surfaces cause des conditions climatiques nettement plus chaudes et sèches que dans les milieux naturels régionaux ou historiques (Pickett, 2001). L'imperméabilité des infrastructures grises contribue aussi à l'altération des processus hydrologiques, traduite par l'augmentation du ruissellement et de l'érosion ainsi qu'une diminution des réserves d'eau souterraines (Chan et al., 2016; Gaston, 2010). En plus de la modification des conditions climatiques et hydrologiques dans les villes, la chimie des sols y est aussi altérée (Sieghardt et al., 2005). La contamination des sols par des métaux lourds de provenance industrielle, le lessivage des sels de déglacage et la déposition de la pollution atmosphérique, entre autres, contribuent à la perturbation des cycles biogéochimiques (Lorenz & Lal, 2009; Sieghardt et al., 2005).

Malgré la dominance des surfaces artificielles, les villes sont des régions hautement hétérogènes. L'environnement urbain est composé d'une mosaïque de fragments de petite taille de divers types de couverture du sol (Gaston, 2010). La juxtaposition de ces différents types de couverture, divergents les uns des autres, entraîne des transitions très abruptes (LaPoint et al., 2015).

La destruction et la conversion des habitats naturels en surfaces artificielles, qui caractérisent l'urbanisation, ont comme principale conséquence la fragmentation des écosystèmes originaux; les boisés urbains sont donc plus petits et isolés les uns des autres que l'étaient les forêts initiales (Williams et al., 2009). Cette fragmentation amplifie les effets de bordure (LaPoint et al., 2015; Soga et al., 2013; Vallet et al., 2010), généralement caractérisés par des conditions climatiques plus chaudes et sèches, causées par une radiation solaire plus élevée que dans les habitats d'intérieur (De Pauw et al., 2023; Hamberg et al., 2009). Dans une revue sur les réponses écologiques à la fragmentation, Fahrig (2017) souligne que la diversité structurelle et la productivité sont plus élevées dans les bordures que dans les habitats d'intérieur. L'intensité de effets de bordure est modulée selon plusieurs facteurs dont l'âge et la forme des boisés, l'orientation et la structure des

bordures ainsi que la nature de la couverture du sol adjacente (Vallet et al., 2010). L'effet de bordure n'est pas propre à l'environnement urbain, mais il y est prononcé comparativement aux forêts naturelles étant donné le contraste marqué entre les types de couverture du sol de part et d'autre de cette bordure (Vallet et al., 2010).

1.1.3 Origines de l'écologie urbaine

En raison de l'influence anthropique qu'ils subissent, les écosystèmes semi-naturels retrouvés en ville, dont font partie les boisés, ont longtemps été considérés comme impurs, et donc insignifiants d'un point de vue écologique. Ils ont ainsi pendant longtemps été exclus du travail des écologistes qui se concentraient alors sur l'étude des « écosystèmes stables » (McDonnell, 2011).

La discipline d'écologie urbaine telle qu'on la connaît aujourd'hui n'a commencé à prendre de l'ampleur que dans les années 1970. Cet avènement correspond au moment où l'état dynamique des écosystèmes et l'importance des processus qui les régulent ont remplacé la perception statique qu'on s'en faisait précédemment (Fiedler et al., 1997; McDonnell, 2011). Les écosystèmes sont considérés dans le contexte de l'environnement qui les entoure et avec lequel ils échangent des organismes et de la matière (Pickett et al., 1992). Selon ce nouveau paradigme de non-équilibre, l'humain est accepté comme partie intégrante des écosystèmes et n'est plus nécessairement perçu comme une force externe menaçant leur équilibre (McDonnell, 2011). La définition de l'écologie urbaine proposée par Alberti (2008), soit « l'étude de la manière dont les humains et les systèmes écologiques évoluent ensemble dans les régions urbanisées », reflète bien l'union des sciences naturelles et sociales en une discipline.

1.2 La conservation dans les villes

1.2.1 Évolution de la conservation des boisés urbains

Bien que l'intérêt scientifique envers les écosystèmes urbains ne se soit manifesté que tardivement, les premières initiatives de conservation des boisés urbains remontent à beaucoup plus tôt. Au cours de la deuxième moitié du XIX^{ème} siècle, des artistes, des naturalistes, des architectes paysagistes et des coalitions citoyennes se mobilisent, d'abord en Europe, puis ensuite en Amérique du Nord, en réponse aux menaces grandissantes auxquelles font face les boisés dans les villes (Konijnendijk,

2018; Konijnendijk, 2005). Le désir de retrouver le caractère sauvage de ces espaces et de limiter les forces externes menaçant l'état stable des boisés motive l'avènement de ce mouvement (C. C. Konijnendijk, 2018). Ce genre de mesures de conservation amenait souvent à complètement couper l'accès aux boisés concernés et de les laisser à eux-mêmes (Pickett et al., 1992). Le domaine de la conservation a ainsi été bâti autour de l'idée selon laquelle l'humain doit être exclu de la nature pour qu'elle soit considérée comme ayant de la valeur (McDonnell, 2011). La notion de naturalité prend encore plus d'ampleur et de valeur au début du mouvement environnemental dans les années 1960-1970 (Kowarik & Körner, 2005). Ceci aura un effet catalyseur sur l'application concrète du concept d'intégrité écologique, initialement introduit pour la gestion des systèmes aquatiques avec l'adoption en 1972 aux États-Unis du *Clean Water Act*, puis adapté au cours des décennies suivantes à une panoplie d'autres types d'écosystèmes (González, 2023; Wurtzebach & Schultz, 2016). Depuis la fin des années 1990, l'intégrité écologique s'est imposée comme base fondamentale de la biologie de conservation (Wurtzebach & Schultz, 2016) et est souvent utilisée comme concept parapluie dans la gestion des écosystèmes (Beazley & Turner, 2004; Ordóñez & Duinker, 2012).

Vers la fin du XX^{ème} siècle survient la reconnaissance de l'importance de l'hétérogénéité spatiale avec l'avènement de l'écologie du paysage, qui a permis la compréhension de certaines dynamiques écologiques à larges échelles jusqu'alors incomprises (Turner, 2005). Suit ensuite l'apparition de la notion de paysage urbain avec l'acceptation du paradigme de non-équilibre des écosystèmes et la reconnaissance des flux entre les boisés et la matrice urbaine environnante (Sénécal et al., 2001). Merriam et al. (1984) définissent explicitement pour la première fois en 1984 la connectivité (Crooks & Sanjayan, 2006). On reconnaît alors que le mouvement des organismes entre des parcelles d'habitat n'est pas seulement fonction de l'aptitude propre aux organismes, mais dépend aussi de la nature du paysage au travers duquel ces organismes se déplacent (Tischendorf & Fahrig, 2000). Le concept est initialement appliqué dans un contexte de protection de la faune (Adams, 2005), mais est aujourd'hui une composante importante de la planification de la conservation urbaine pour tous types de communautés (Kirk et al., 2023).

Relativement au même moment, une vision plus utilitaire des boisés urbains s'ajoute aux motivations de conservation. Vouloir rapprocher les gens de la nature pour profiter des bénéfices que les écosystèmes fournissent à la société faisait déjà avant partie du langage courant. En 1966,

Raymond Dasmann, biologiste et conservationniste américain, nomme d'ailleurs cette idée comme *new conservation* (Adams, 2005). Il faut pourtant attendre jusqu'en 1997 pour la publication et de la première quantification de la valeur fonctionnelle des écosystèmes par Costanza et al. (1997) (Zhang et al., 2022). Quelques années plus tard, le Millenium Ecosystem Assessment (2005) définit clairement le concept de services écosystémiques ainsi que les différents types de bénéfices pouvant être tirés des écosystèmes (Mace et al., 2012). À partir de ce moment, les services écosystémiques se taillent une place d'importance en tant que motivation de conservation (Bastian et al., 2012).

Finalement, la problématique de la justice environnementale a rejoint plus récemment la discussion concernant la gestion des écosystèmes urbains. En 1982, une importante mobilisation sociale est suscitée en réponse à un projet de déversement de sol contaminé dans le comté de Caroline du Nord comptant la plus haute proportion d'afro-américains (Mohai et al., 2009). Ce mouvement a mis en lumière l'inégalité des risques encourus par différents groupes démographiques sur la scène politique. Les iniquités environnementales étaient déjà présentes bien avant, mais cet événement a catalysé leur reconnaissance. Depuis 1990, les iniquités environnementales par rapport aux écosystèmes urbains ont largement été documentées dans la littérature scientifique (Mohai et al., 2009), mais elles peinent toujours à être concrètement intégrées dans les stratégies de gestion et de conservation (Grant et al., 2022, 2023; Ordóñez Barona et al., 2024).

1.2.2. Priorisation de conservation

Les objectifs de conservation ont donc évolué au fil du temps, mais coexistent plutôt que de se succéder les uns aux autres (Aronson et al., 2014; Heyman et al., 2011). Ces multiples objectifs sont habituellement définis dans les plans de gestion de la forêt urbaine, élaborés par les municipalités, qui y spécifient également leurs méthodes d'implémentation (Grant et al., 2022). L'identification des zones critiques à conserver pour atteindre ces objectifs est l'un des enjeux majeurs des projets de conservation (Lehtomäki & Moilanen, 2013; Margules & Pressey, 2000). Divers outils d'aide à la décision, tels Marxan ou Zonation, permettent aux utilisateurs d'évaluer les coûts et bénéfices de divers scénarios de conservation à l'échelle du paysage (Ball & Possingham, 2000; Moilanen et al., 2009). Ces logiciels permettent d'intégrer une variété de types

de données et sont particulièrement utiles lorsque plusieurs parties prenantes collaborent à la gestion du territoire (Lehtomäki & Moilanen, 2013).

Cependant, des tensions dans la priorisation peuvent survenir lors de la prise en compte parallèle de plusieurs objectifs de conservation. Ces compromis potentiels sont encore mal compris et sont rarement abordés dans les plans de gestion (Anderson et al., 2009; Conway et al., 2019; Williams et al., 2020). Les sections suivantes examinent les quatre objectifs de conservation mentionnés plus haut et explorent la manière dont ils peuvent être interconnectés.

1.2.3 Intégrité écologique

Définition de l'intégrité écologique

Malgré le fait que le concept d'intégrité écologique soit fortement ancré dans la gestion des écosystèmes naturels, sa définition demeure fluide et fluctue selon le contexte (Wurtzebach & Schultz, 2016). Dans tous les cas, elle repose autour des idées de *naturalité*, souvent comprise comme l'absence d'influence anthropique sur les écosystèmes (Beazley & Turner, 2004) et de la conservation de la biodiversité indigène (Wurtzebach & Schultz, 2016). Nous utiliserons ici la définition proposée par Parrish et al. (2003), soit la « capacité d'un système écologique à supporter et maintenir des communautés d'organismes dont la composition spécifique, la diversité et l'organisation fonctionnelle sont comparables à celles des habitats naturels de la même région » (Parrish et al., 2003). Habituellement, le concept d'intégrité écologique sous-entend également les notions de résistance et de résilience d'un système écologique face aux perturbations naturelles ou anthropiques (Parrish *et al.*, 2003). L'intégrité écologique d'un système est généralement estimée à travers trois dimensions principales : sa composition, sa structure et ses fonctions (Ordóñez & Duinker, 2012). La composition concerne les éléments relatifs aux espèces, comme la diversité ou la richesse spécifique; la structure désigne les attributs physiques de l'écosystème; tandis que les fonctions englobent les interactions biotiques et les processus abiotiques (Wurtzebach & Schultz, 2016). Ces trois dimensions sont évaluées par rapport à des référents historiques ou naturels. La méthode historique consiste à comparer l'écosystème concerné à une gamme de variations passées de ses propres caractéristiques, alors que les référents naturels impliquent une comparaison avec d'autres écosystèmes régionaux jugés intacts ou non perturbés (Wurtzebach & Schultz, 2016).

Intégrité des boisés urbains

La composition des communautés végétales retrouvées dans les villes divergent de celle des écosystèmes historiques, mais aussi de celle des milieux ruraux environnants (Kowarik, 2011). Ces différences sont modulés par des mécanismes à la fois directs et indirects des activités anthropiques (Yang et al., 2017).

Les mécanismes indirects réfèrent aux conditions environnementales altérées des villes, causées par l'activité humaine. Ces nouvelles conditions climatiques, physiques et chimiques des boisés urbains agissent comme filtres de sélection sur les espèces locales (Gaston, 2010; Kowarik, 2011; Yang et al., 2017). Certaines espèces indigènes nécessitant des habitats particuliers, comme des forêts matures, ou sensibles aux perturbations ont tendance à être exclues des communautés (Knapp et al., 2010), souvent remplacées par des espèces exotiques qui sont, de manière générale, mieux adaptées aux conditions climatiques plus chaudes et sèches caractéristiques des milieux urbains (Hamberg et al., 2009; LaPaix et al., 2012; Pickett, 2001). À l'intérieur des boisés urbains, des variations sont observés entre les habitats d'intérieur et de bordure. La radiation solaire plus élevée enregistrés dans ces derniers favorise les espèces pionnières ou intolérantes à l'ombre, qu'on y retrouve en plus grande proportion que dans les habitats d'intérieur. Les espèces exotiques sont également plus nombreuses et abondantes dans les habitats de bordure étant donné leur adaptation à leurs conditions (Devictor et al., 2008; Hamberg et al., 2009; LaPaix et al., 2012; Vallet et al., 2010). L'établissement d'espèces exotiques, combinée à la diversité d'habitats causée par l'hétérogénéité de la couverture du sol dans les villes, résulte en une richesse plus élevée à l'échelle du paysage, comparativement aux milieux ruraux (Fornal-Pieniak et al., 2019; Godefroid & Koedam, 2003). La richesse spécifique des plantes est généralement à son maximum à un niveau d'urbanisation intermédiaire, où est atteint un équilibre entre les processus de colonisation par les espèces synanthropes et d'extinction des espèces indigènes peu tolérantes aux conditions urbaines (McKinney, 2008).

Parallèlement, les mécanismes directs modulent également les communautés végétales des boisés urbains à travers les décisions politiques et choix individuels. Les stratégies de gestion, le choix d'espèces ornementales, la valeur culturelle associée à certaines espèces et divers facteurs socio-économiques agissent comme des filtres qui favorisent ou freinent la croissance et l'abondance de

certaines espèces (Schell et al., 2020; Yang et al., 2017). Au niveau individuel, les personnes disposant de meilleures ressources financières, d'un niveau d'éducation supérieur et n'ayant pas de difficulté à satisfaire leurs besoins élémentaires sont davantage enclines à exercer une influence plus marquée sur les assemblages d'espèces et, ultimement, sur l'intégrité écologique (Schell et al., 2020).

Écosystèmes nouveaux

Le caractère inédit des communautés végétales retrouvées dans les villes, caractérisées par des assemblages d'espèces à des abondances relatives jamais observés auparavant, pousse les écologistes à les reconnaître en tant qu'écosystèmes nouveaux ou hybrides (Hobbs et al., 2006, 2009; Klaus & Kiehl, 2021). Les écosystèmes hybrides font la transition entre les écosystèmes historiques et nouveaux étant donné qu'ils conservent certaines spécificités historiques, tout en présentant d'autres sortant de la gamme de variabilité naturelle (Hobbs et al., 2009). Ceux-ci atteignent un état stable grâce aux rétroactions positives que les espèces urbanophiles exercent sur ces nouveaux écosystèmes et favorisant leur persistance dans le temps, plutôt que de rétablir l'état stable initial (Hobbs et al., 2006). Malgré cette stabilité, les avis sont partagés quant aux stratégies de gestion à adopter face à l'apparition des écosystèmes nouveaux. Certains défendent que des bénéfices peuvent être tirés de ces nouveaux systèmes et qu'il serait difficile de les ramener vers un état plus *naturel* (Hobbs et al., 2006), alors que d'autres soutiennent la restauration des écosystèmes intègres étant donné leur valeur intrinsèque.

Application pratique de l'intégrité écologique

Même si le concept d'intégrité écologique comprend trois dimensions (composition, structure et fonctions), son application pratique en contexte de priorisation de la conservation est bien souvent concentrée uniquement sur la dimension de composition taxonomique des communautés (Wurtzebach & Schultz, 2016). Comme l'intégrité écologique est un concept très vaste, son évaluation pour un système donné repose habituellement sur une suite d'attributs écologiques mesurables qui, lorsque combinés, renseignent sur l'intégrité du système (Wurtzebach & Schultz, 2016).

1.2.4 Connectivité écologique

Définition et importance de la connectivité dans les villes

Malgré l'image longtemps véhiculée de déserts biologiques pour décrire les villes, celles-ci abritent en fait une importante biodiversité (Aronson et al., 2014; Gaston, 2010) et peuvent jouer un rôle critique dans sa conservation (McCluskey et al., 2024). Historiquement, les villes ont été développées au centre de régions à hautes productivité et diversité (Luck, 2007; McCluskey et al., 2024; Schwartz et al., 2002) et leur emplacement chevauche souvent les aires de distribution d'espèces rares (Ives et al., 2016; Luck, 2007; Schwartz et al., 2002). L'hétérogénéité des habitats en ville crée une diversité de conditions écologiques, parfois très singulières (Sukopp, 2004), permettant la présence d'une plus grande richesse d'espèces que dans les milieux ruraux avoisinants (Fahrig, 2017). L'introduction et l'établissement d'espèces exotiques contribue également à l'augmentation de la richesse (Godefroid & Koedam, 2003). Cependant, en raison de la destruction et de la transformation des habitats, cette biodiversité est confinée à des fragments d'habitat isolés les uns des autres (Elmqvist et al., 2013; Faeth et al., 2011; Gaston, 2010). Cette fragmentation, par son influence sur les processus et interactions écologiques, module l'occurrence et l'abondance relatives des espèces (Faeth et al., 2011).

La connectivité est définie comme « le degré selon lequel un paysage facilite ou empêche le mouvement entre les parcelles de ressources » (Taylor et al., 1993). Le mouvement et le déplacement d'organismes dans un paysage favorisent les échanges génétiques et diminuent la probabilité d'extirpation ou d'extinction des populations (Krosby et al., 2010; Rudnick et al., 2012). Ces mouvements ont lieu à plusieurs échelles spatiales et temporelles, allant des courts déplacements quotidiens d'individus aux patrons migratoires saisonniers de populations (LaPoint et al., 2015) et influencent les interactions biotiques, dont les dynamiques trophiques (Faeth et al., 2005). Les types de couverture du sol, leur densité et leur arrangement spatial affectent le mouvement des organismes dans le paysage (Nor et al., 2017; Taylor et al., 2006).

Application pratique de la connectivité

Au sein de milieux hautement hétérogènes et dans lesquels les habitats naturels sont fragmentés, comme les villes, la connectivité écologique est souvent adoptée comme solution de mitigation des

effets de la transformation du paysage sur la biodiversité (Krosby et al., 2010; Pascual-Hortal & Saura, 2007; Rudnick et al., 2012). Le concept est profondément ancré comme considération clé dans la planification de réseaux d'aires protégées (Nor et al., 2017; Noss & Daly, 2006) et est perçu comme une technique de mitigation des modifications anthropiques du paysage (LaPoint et al., 2015).

Les métriques de connectivité peuvent être de deux types : structurels et fonctionnels. Les indices de connectivité structurelle renvoient à l'arrangement spatial des différentes couvertures du sol et les classifient selon qu'elles représentent une barrière ou un agent de mouvement potentiel pour les organismes (Crooks & Sanjayan, 2006; LaPoint et al., 2015). Les indicateurs utilisés pour quantifier la connectivité structurelle sont des attributs strictement physiques des éléments du paysage, tels leur taille, la distance qui les sépare, etc. (LaPoint et al., 2015). Un niveau donné de connectivité structurelle peut toutefois avoir des significations distinctes selon les espèces, reflétant leurs besoins et capacités de dispersion (Nor et al., 2017). En réponse, la connectivité structurelle est quant à elle évaluée en considérant les réponses comportementales des espèces focales face aux différents éléments physiques du paysage (LaPoint et al., 2015). Les analyses de connectivité fonctionnelle répondent à des applications beaucoup plus précises, cependant elles sont moins fréquemment employées que celles de connectivité structurelle (Lookingbill et al., 2022). En plus des connaissances approfondies des éléments physiques du paysage, l'évaluation de la connectivité fonctionnelle requiert des informations et données détaillées sur le comportement et l'écologie des espèces cibles (Crooks & Sanjayan, 2006; Rudnick et al., 2012), qui sont souvent indisponibles (Hanson et al., 2022). De plus, la mise en application des patrons de connectivité fonctionnelle peut s'avérer relativement complexe lorsque l'objectif vise la restauration de communautés biotiques entières (Rudnick et al., 2012) étant donné que divers organismes interagissent différemment avec un même paysage, en fonction de leurs besoins et écologie (Taylor et al., 2006).

La connectivité peut être considérée à différentes échelles. À l'échelle locale, on peut vouloir évaluer la connectivité d'une parcelle d'habitat donnée, c'est-à-dire son niveau de connexion avec les parcelles environnantes. À une échelle plus large, celle du paysage, on cherche à déterminer le degré de connectivité de l'ensemble des parcelles d'habitat présentes dans une région donnée (Tischendorf & Fahrig, 2000). Dans cette même optique, il peut être pertinent d'évaluer la contribution individuelle de parcelles d'habitat à la connectivité totale du paysage, notamment dans

un contexte de conservation afin de préserver les milieux ayant le plus d'impact sur le territoire (Deslauriers et al., 2018; Pascual-Hortal & Saura, 2007). Il est important de noter que la contribution d'une parcelle d'habitat à la connectivité totale du paysage ne dépend pas directement de son degré de connectivité (Cumming et al., 2022). Par exemple, une parcelle faiblement connectée peut jouer un rôle crucial si elle permet de relier des habitats autrement isolés. À l'inverse, une parcelle bien connectée, mais située dans une zone où les habitats sont déjà interconnectés, aura un impact moindre : sa perte ne devrait pas entraîner de diminution significative de la connectivité globale du paysage.

Liens avec l'intégrité écologique

Les espèces rares, dont la présence est associée à l'intégrité écologique (Ordóñez & Duinker, 2012), sont généralement caractérisées par des capacités de dispersion limitées et sont donc particulièrement sensibles à la fragmentation (Archiciński et al., 2024). Archiciński et al. (2024) ont montré une association positive à l'échelle de la parcelle entre la continuité d'habitat et plusieurs indicateurs liés à la richesse floristique et à la qualité de l'habitat. Une superficie élevée et bonne connectivité d'un habitat sont généralement considérés comme indicatrices de biodiversité et de viabilité des populations (Archiciński et al., 2024; Gilbert-Norton et al., 2010; Nor et al., 2017). Cependant, cette tendance est vraie lorsque seuls les mécanismes à l'échelle de la parcelle sont considérés. À l'échelle du paysage, des plus grandes richesses spécifiques, occurrence et abondance sont habituellement observées pour un total de plusieurs petites parcelles fragmentées que pour une seule grosse parcelle de la même superficie totale (Fahrig, 2017; Fahrig et al., 2019).

Malgré les effets généralement positifs de la connectivité sur l'intégrité écologique, la connectivité d'habitats peut parallèlement contribuer à amplifier certains facteurs de stress. Par exemple, les ravageurs et les espèces exotiques peuvent également bénéficier de la connectivité et diminuer l'intégrité écologique des habitats bien connectés (McCallum & Dobson, 2002; Minor et al., 2009). Cependant, la majorité des études sur la connectivité la considère comme un attribut positif, partant du principe que les bénéfices qu'elle procure à la biodiversité sont suffisamment importants pour compenser les risques qu'elle peut entraîner (Crooks & Sanjayan, 2006; Fletcher et al., 2023). Cette présomption, combinée à l'absence de mesure directe des effets de la connectivité, peut introduire

un biais dans ces recherches, notamment celles menées en milieux urbains, où les risques associés à la connectivité sont plus prononcés qu'en milieux naturels (Lookingbill et al., 2022).

1.2.5 Services écosystémiques et multifonctionnalité

Définition des services écosystémiques

En plus des rôles écologiques que les boisés urbains remplissent, ils contribuent également au bien-être de la population humaine par les services écosystémiques qu'ils produisent (O'Brien et al., 2022). Ces derniers sont définis comme les bénéfices que la société retire des écosystèmes naturels (Millenium Ecosystem Assessment, 2005), comme la réduction des îlots de chaleur (Fung & Jim, 2019; Sieghardt et al., 2005), la régulation des eaux de ruissellement (Ward et al., 2021), les opportunités d'activité physique (Coutts et al., 2010; Joassart-Marcelli, 2010; Lee & Lee, 2015) ou l'amélioration du bien-être psychologique (Cook, 2022; L. O'Brien et al., 2014). La classification des services écosystémiques proposées lors du Millenium Ecosystem Assessment (2005) les divise sous quatre types : (1) les services de provision réfèrent aux ressources matérielles (ex. production de nourriture, de matériaux de construction); (2) les services de régulation participent au maintien des fonctions écosystémiques et affectent entre autres le climat, la qualité de l'eau, etc.; (3) les services culturels sont les services sociaux non-matériels résultant du contact direct avec la nature (ex. bienfaits psychologiques, opportunités récréatives, ...); et (4) les services de support englobent tous les autres processus tel que le maintien des cycles biogéochimiques, la photosynthèse, etc. Par leur action directe sur les processus écologiques, les services de régulation et de support participent au maintien des deux autres groupes (Groot et al., 2002), alors qu'un investissement dans les services de provision ou culturels ne participe pas au maintien des autres groupes (Bennett et al., 2009). Conséquemment, plusieurs services écosystémiques peuvent être dépendants et corrélés les uns aux autres, positivement ou négativement, et ces interactions sont importantes à considérer lors d'établissement de mesures de gestion des milieux naturels (Bennett et al., 2009; Dobbs et al., 2014).

En contexte urbain, où la provision simultanée de plusieurs services écosystémiques est désirée, la multifonctionnalité est souvent un enjeu majeur de la gestion des boisés urbains (Hansen & Pauleit, 2014; Manning et al., 2018; Shackleton et al., 2015). Définie comme la capacité d'un système à fournir simultanément plusieurs bénéfices écologiques et socioéconomiques à la société, la

multifonctionnalité permet de maximiser les bénéfices totaux pouvant être tirés des écosystèmes (Hölting et al., 2019). En considérant la multifonctionnalité plutôt que des services écosystémiques individuels, la ségrégation de certains services causée par la prise en compte d'une gamme trop restreinte de services peut être évitée (Bennett et al., 2009; Brandt & Vejre, 2004).

Application pratique des services écosystémiques

Le domaine des services écosystémiques a connu une forte croissance depuis son introduction lors du Millenium Ecosystem Assessment (2005), et la provision ainsi que le maintien des services écosystémiques sont généralement cités comme des motivations clé dans les plans de conservation urbaine (Bastian et al., 2012; Kowarik, 2011; Kowarik & Körner, 2005). Le concept de services écosystémiques est d'ailleurs désormais central dans la Convention sur la Diversité Biologique (Perrings et al., 2011).

Toutefois, malgré leur omniprésence dans les plans d'aménagement de la forêt urbaine, des objectifs et moyens d'implémentation clairs des services écosystémiques demeurent absents (Conway et al., 2019; Nilon et al., 2017; Ziter, 2016). Cette problématique est renforcée par la complexité de l'évaluation précise et répliquable des services écosystémiques, ainsi que par le fait que l'application pratique des services écosystémiques dans les plans urbains varie considérablement selon le contexte et d'une ville à l'autre (Grunewald et al., 2021). La quantification de plusieurs services écosystémiques nécessite des ressources financières et des données auxquelles les gestionnaires n'ont dans la plupart des cas pas accès (Meyer et al., 2015). À ce jour, plusieurs outils sont à la disposition des gestionnaires pour estimer la provision de certains services écosystémiques, mais la plupart ont été développés dans un contexte rural et ne sont donc pas adaptés pour les villes (Haase et al., 2014). Le plus populaire, du moins en Amérique du Nord, est le programme iTree-Eco, qui permet de quantifier quelques services écosystémiques (stockage et séquestration de carbone, réduction de la pollution atmosphérique, du ruissellement et de la consommation d'énergie des bâtiments) à partir de données d'inventaires d'arbres urbains (*i-Tree Eco*, s. d.). La simplicité et l'accessibilité des données d'entrée favorisent son application pratique, mais i-Tree Eco est également souvent critiqué, principalement en raison de la sous-estimation de l'incertitude de ses modèles (Lin et al., 2021; Pace et al., 2018).

Liens avec l'intégrité écologique et la connectivité

En raison du manque de méthodes claires pour l'implémentation des services écosystémiques dans la gestion des boisés urbains en dehors des outils mentionnés plus haut, des indicateurs de diversité taxonomique sont fréquemment utilisés comme proxy, sous la présomption qu'une richesse élevée garantit la provision des services écosystémiques (Meyer et al., 2015). Cette approche découle du fait que la recherche sur la relation entre la biodiversité et le fonctionnement des écosystèmes (BEF) dans les environnements ruraux s'est longtemps concentrée sur l'aspect de la richesse spécifique (Haase et al., 2014).

Pourtant, il est maintenant reconnu que la relation BEF dépend davantage de la structure fonctionnelle des écosystèmes que de leur structure taxonomique (Cardinale et al., 2012; Díaz & Cabido, 2001; Lavorel & Garnier, 2002). Les traits d'effet d'une communauté régissent la magnitude des fonctions écosystémiques, définies comme les flux d'énergie, de nutriments et de matière organique entre les différents compartiments d'un écosystème (Cardinale et al., 2012; Groot et al., 2002; Turner & Chapin, 2005). Les services écosystémiques correspondent quant à eux au sous-ensemble des fonctions écosystémiques qui affectent directement ou indirectement le bien-être humain (Groot et al., 2002), ils résultent donc d'une cascade ayant pour origine les assemblages de traits d'un écosystème (Figure 1.1) (Hansen & Pauleit, 2014).

Bien entendu, chaque espèce est caractérisée par un cortège de traits qui lui est propre et qui module les fonctions écosystémiques d'une manière spécifique. Cependant, en raison de la redondance fonctionnelle, des configurations de traits d'effets similaires peuvent résulter de différents assemblages d'espèces (Rosenfeld, 2002; Shipley, 2009). Ainsi, les différences dans la composition des communautés végétales entre les milieux urbains et ruraux ne se traduisent pas nécessairement par des changements dans les traits d'effets des écosystèmes et, par conséquent, dans les services écosystémiques.

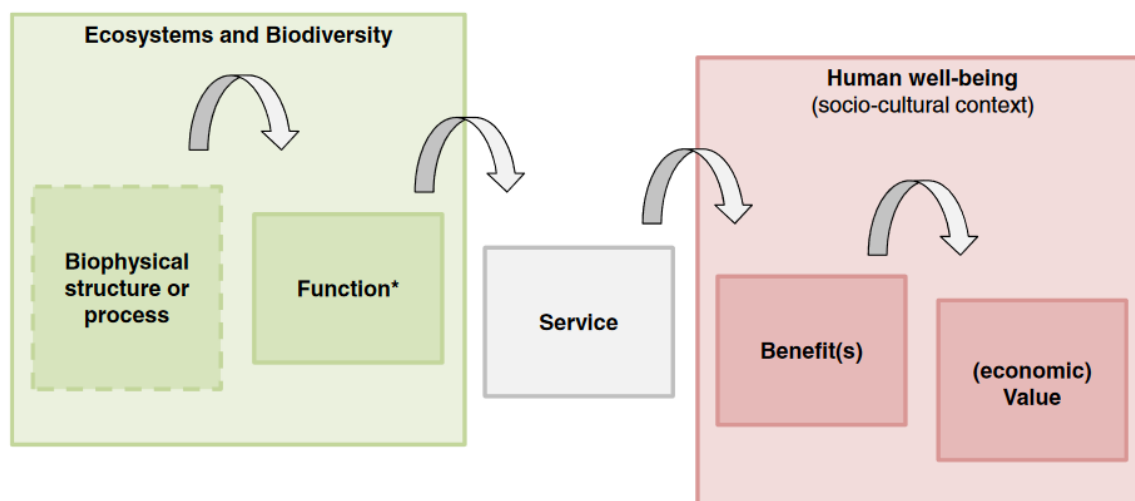


Figure 1.1 Modèle en cascade illustrant le lien entre les écosystèmes et le bien-être humain. Tiré de (Hansen & Pauleit, 2014)

La provision d'une multitude de services écosystémiques pourrait être plus fortement liée à la connectivité (Dobbs et al., 2011; Kukkala & Moilanen, 2017). Celle-ci a été démontrée comme ayant un effet généralement positif sur la provision de services écosystémiques individuels (Bianchi et al., 2010; Bodin et al., 2006) étant donné que la connectivité facilite non seulement le mouvement d'organismes, mais aussi de leurs traits (Mitchell et al., 2013).

1.2.6 Iniquités environnementales

Définition du concept d'iniquités environnementales

La reconnaissance et la recherche sur les services écosystémiques ont mené à une évidence croissante de l'inégalité dans la répartition spatiale des boisés urbains et autres infrastructures environnementales (Law et al., 2022; Nesbitt et al., 2019; Pham et al., 2012; Sun et al., 2012; Varuzzo & Harvey, 2017; Wolch et al., 2005). Dans les villes, les espaces verts tendent à être concentrés dans les anciens quartiers, souvent habités par une population plus fortunée et éduquée (Fernández-Álvarez, 2017). En conséquence, la disponibilité et l'accès des parcs et des boisés urbains sont plus limités pour les populations économiquement défavorisées et ethniquement marginalisées (Rigolon, 2016; Schüle et al., 2019; Wolch et al., 2005; Wolch et al., 2014) et ceux auxquels ils ont accès sont généralement de petite taille (Abercrombie et al., 2008; Rigolon, 2016).

Ces iniquités environnementales peuvent résulter de plusieurs mécanismes, tels que le racisme ou le classisme socioéconomique, l'historique du développement urbain et les perceptions changeantes des activités récréatives (Downey, 2005; Wolch et al., 2014).

Les iniquités associées à la forêt urbaine ne concernent pas seulement sa distribution spatiale, mais également sa qualité. De nombreuses études menées dans différentes villes réparties globalement ont mis en évidence une association négative entre la diversité spécifique et fonctionnelle de la canopée et plusieurs indicateurs de vulnérabilité sociale (Aznarez et al., 2023; Hope et al., 2003; Landry et al., 2020; Leong et al., 2018). Ces résultats signifient que la résilience de la forêt urbaine pourrait être compromise dans les quartiers vulnérables, menaçant la résilience sociale à long terme, ce qui est particulièrement alarmant dans un contexte de changements environnementaux et biotiques rapides (Diez et al., 2012; Landry et al., 2020). Les espaces verts situés dans ces quartiers sont aussi, de manière générale, moins entretenus, offrent moins d'infrastructures récréatives et sont moins sécuritaires que ceux situés dans les quartiers plus fortunés (Osei Owusu & Rigolon, 2024).

Implications des iniquités environnementales

La distribution inégale des boisés urbains entre les groupes démographiques entraîne un accès inéquitable aux services écosystémiques qu'ils procurent. Cela exacerbe la vulnérabilité des groupes financièrement désavantagés et multiculturels, qui sont déjà exposés à des taux plus élevés de pollution environnementale et à un risque accru de catastrophes naturelles que le reste de la population (Bravo et al., 2016; Grineski et al., 2017). Ces groupes vulnérables peuvent ressentir des conséquences sur leur santé en raison de l'accès limité à la nature (Wolch et al., 2014). Ces effets peuvent être indirects, par exemple, le manque de couvert végétal pouvant contribuer à l'augmentation des îlots de chaleur (Du et al., 2017; Fung & Jim, 2019; Jim & Chan, 2016), ou directs, comme des opportunités réduites de pratiquer des activités physiques facilitées par la présence de boisés urbains (Coutts et al., 2010; Joassart-Marcelli, 2010). L'activité physique est connue pour contribuer à la diminution de nombreux problèmes de santé, dont les maladies cardiovasculaires (Coutts et al., 2010; Joassart-Marcelli, 2010) et les boisés urbains sont reconnus comme jouant un rôle important au maintien de la condition physique et à la réhabilitation après une blessure chez les individus âgés (O'Brien & Morris, 2014).

En plus des conséquences sur la santé, l'absence de proximité et la difficulté d'accès aux espaces verts pour les populations vulnérables limitent le développement d'un sentiment d'attachement ou d'appartenance à la nature, créant des barrières culturelles. Une étude menée par Hong & Anderson (2006) au Minnesota a montré que ces barrières sont tellement ancrées que les communautés latines perçoivent les écosystèmes naturels comme étant des lieux réservés à une population typiquement blanche et riche. Chez les enfants, le contact avec la nature influence considérablement leur connexion à l'environnement et leur intérêt pour celui-ci (O'Brien & Morris, 2014; Strife & Downey, 2009). Un lien a également été montré entre les expériences dans la nature durant l'enfance et la probabilité de poursuivre une carrière liée à l'environnement ou de démontrer des valeurs favorisant sa protection (Strife & Downey, 2009).

Application pratique des iniquités environnementales

L'injustice distributionnelle, soit l'accès contrasté aux contributions de la nature aux population entre certains groupes démographiques, résulte des injustices de reconnaissance et procédurale (Grant et al., 2022; Law et al., 2022; Nyelele & Kroll, 2020). La justice de reconnaissance concerne l'inclusion des perspectives et des connaissances des groupes désavantagés dans les processus décisionnels, alors que la justice procédurale réfère à la résolution des problèmes de transparence et d'équité dans les processus décisionnels qui influencent la justice environnementale (Grant et al., 2022). Malgré le nombre important d'études révélant l'existence d'injustices distributionnelles liées aux boisés urbains à travers le monde, peu de recherches se penchent sur leurs mécanismes sous-jacents (injustices procédurales et de reconnaissance) (Grant et al., 2022; Varuzzo & Harvey, 2017). Quelques études ont montré le rôle des actions de la gestion dans le maintien et l'aggravation des iniquités (Sun et al., 2012; Wolch et al., 2005). L'analyse des mesures de gestion visant à atténuer les iniquités environnementales est également peu abordée dans la littérature (Grant et al., 2022; Sun et al., 2012).

Cette tendance observée dans la littérature scientifique se reflète également en pratique. La notion d'iniquités environnementales s'est fait une place dans le discours politique, mais est généralement absente des plans d'aménagement (Mohai et al., 2009). Aux États-Unis, l'injustice distributionnelle de la forêt urbaine est mentionnée dans la majorité des plans de gestion des forêts urbaines, mais moins de la moitié d'entre eux incluent des objectifs quantifiables ou des stratégies

d'implémentation claires pour mitiger ces iniquités (Grant et al., 2022). Lorsque de telles mesures sont présentes, elles se concentrent habituellement sur la quantité et la proximité des boisés urbains, plutôt que sur leur qualité (Sun et al., 2012). La revue des plans d'aménagement américains menée par Grant et al. (2022) a fait ressortir le fait que, malgré l'absence de stratégies d'implémentation claires, de nombreux plans mentionnent les risques de gentrification verte susceptibles d'être exacerbés si des mesures visant à rétablir la justice distributionnelle sont mises en place.

Lien avec l'intégrité écologique, la connectivité et les services écosystémiques

Considérant que les espaces verts retrouvés dans les quartiers financièrement désavantagés et ethniquement diversifiés sont, de manière générale, rares et petits (Pham et al., 2012; Rigolon, 2016; Sun et al., 2022), les boisés qui s'y trouvent sont plus susceptibles d'être isolés et d'apporter une faible contribution à la connectivité à l'échelle du paysage.

Plusieurs études ont également fait état de l'effet de luxe, selon lequel la végétation des espaces verts situés dans les quartiers les plus défavorisés est significativement moins diversifiée que dans les quartiers plus aisés (Avolio et al., 2015; Clarke et al., 2013; Hope et al., 2003; Landry et al., 2020; Leong et al., 2018; Schell et al., 2020). Cette tendance s'explique en grande partie par les ressources supérieures dont disposent les individus et municipalités plus fortunés. Ceux-ci bénéficient généralement de plus d'espace à allouer à la végétation ainsi qu'un budget plus important pour acheter une gamme variée de plantes ornementales ayant la capacité de s'échapper des jardins privés et coloniser les boisés semi-naturels environnants, contribuant à une plus grande richesse végétale (Leong et al., 2018). De plus, les ressources financières et en temps permettent à ces quartiers d'investir davantage dans la gestion de leurs milieux naturels, et leurs citoyens sont également plus disposés à participer à des initiatives de conservation qui visent l'intégrité des boisés locaux (Allegretto et al., 2022).

L'effet de luxe a également été abordé, dans une moindre mesure, concernant la diversité fonctionnelle. À Montréal, Landry et al. (2020) ont démontré que la diversité fonctionnelle est elle aussi négativement associée à des indicateurs de vulnérabilité. Comme ce type de diversité soutient la multifonctionnalité (Gross et al., 2017; Huang et al., 2019), ces résultats suggèrent la production d'une gamme plus restreinte de services écosystémiques dans les quartiers vulnérables.

1.3 Problématique, objectif et hypothèses

Sans une meilleure compréhension des convergences et divergences entre les multiples objectifs de conservation, une discordance pourrait émerger entre la sélection des sites de conservation et la gamme complète des objectifs visés. L'atteinte de ces objectifs pourrait alors être compromise.

Afin de répondre à cette problématique, la présente étude a comme but d'examiner les synergies et compromis entre la priorisation de conservation des boisés urbains selon (1) leur intégrité écologique, (2) leur contribution à la connectivité du paysage, (3) leur capacité à fournir plusieurs services écosystémiques (i.e. leur multifonctionnalité), et (4) leur vulnérabilité sociale.

Compte tenu de la rareté et de la petite taille des boisés dans les quartiers vulnérables, ainsi que les effets de luxe, j'émet l'hypothèse qu'il existe des compromis entre la vulnérabilité sociale et les trois autres objectifs (intégrité écologique, contribution à la connectivité et multifonctionnalité des services écosystémiques). Je suppose également qu'il n'existe une relation entre l'intégrité écologique et la multifonctionnalité des services écosystémiques en raison de la faible relation entre les fonctions écosystémiques et l'identité taxonomique des espèces. Finalement, je suppose à nouveau une absence d'association entre la contribution à la connectivité et l'intégrité écologique, de même qu'avec la multifonctionnalité des services écosystémiques étant donné que la contribution d'un habitat à la connectivité du paysage est indépendante de sa connectivité individuelle.

1.4 Survol méthodologique

1.4.1 La région de Montréal comme étude de cas

L'étude a été réalisée en utilisant une partie de la région métropolitaine de Montréal comme étude de cas, plus précisément sur trois des îles principales de l'archipel d'Hochelaga (Île de Montréal, Île Bizard et Île Perrot).

Domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme

L'aire d'étude se situe au cœur du domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme, dont la région écologique comprend la plaine du bas Outaouais ainsi que l'archipel d'Hochelaga (Figure

1.2) (Gosselin et al., 2000). L'érablière à caryer cordiforme s'établit sur des sites mésiques à drainage modéré à bon, situés sur des tills en milieu ou bas de pentes faibles à moyennes (Gratton, 2001). C'est un climax considéré stable et caractérisé par très peu de perturbations et l'état dynamique de l'érablière à caryer serait possible par la formation de trouées résultant de la mort de quelques individus (Gratton, 2001).

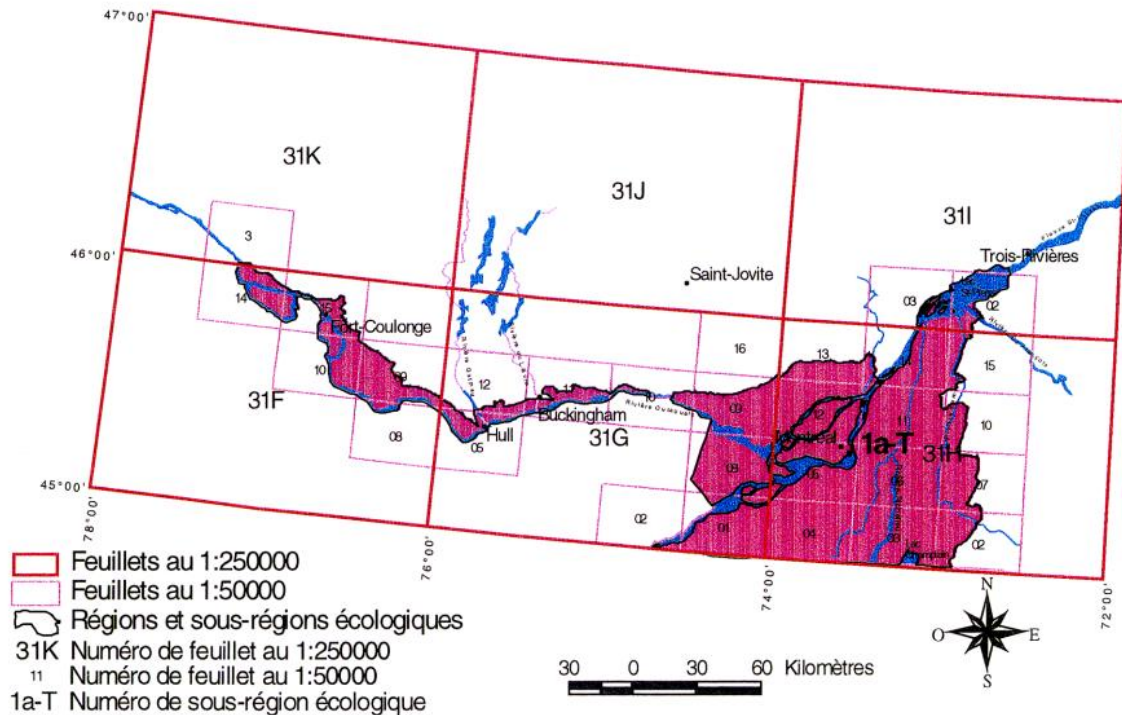


Figure 1.2. Répartition géographique du domaine de l'érablière à caryer cordiforme. La région représentée par les feuillets se situe à la limite sud-ouest du Québec (tiré de Gosselin et al., 2000)

La végétation de l'érablière à caryer est caractérisée par une strate arborescente diversifiée, dominée par *Acer saccharum*, avec *Carya cordiformis* représentant généralement moins de 40% de la couverture forestière. *Fagus grandifolia*, *Fraxinus americana*, *Tilia americana* et *Ostrya virginiana* sont également fréquents et parfois co-dominants. La strate arbustive est composée de la régénération d'*Acer saccharum*, de *Parthenocissus quinquefolia*, *Cornus alternifolia* et *Prunus virginiana*. Les espèces herbacées varient au cours de la saison, avec des espèces printanières comme *Trillium erectum*, *Trillium grandiflorum* et *Uvularia grandiflora* laissant en été place aux espèces à floraison plus tardive telles que *Caulophyllum thalictroides*, *Smilacina racemosa*, *Actaea*

rubra, *Circaea quadrisulcata*, *Athyrium filix-femina*, *Polygonatum pubescens* et *Amphicarpa bracteata* (Dansereau et al., 1959; Gratton, 2001). Les espèces introduites les plus fréquentes recensées dans la région de l'érablière à caryer sont *Rhamnus cathartica*, *Frangula alnus*, *Anthriscus sylvestris*, *Lonicera tatarica*, *Parthenocissus quinquefolia*, *Epipactis helleborine*, *Alliaria petiolata* et *Vincetoxicum* spp. (Bergeron, 2020; Gratton, 2001).

Comme l'aire de répartition du domaine de l'érablière à caryer correspond à la région aujourd'hui la plus peuplée du Québec, ces communautés sont spécialement menacées par les activités anthropiques. La transformation intensive de cette région en structures urbaines, industrielles ou agricoles a causé un rapide déclin de l'érablière à caryer, maintenant considérée comme un type de forêt rare (Gratton, 2001).

Historique du développement de la région de Montréal

Jusque vers la fin des années 1940, la région de Montréal est principalement composée de terres agricoles et boisées, entourant un centre urbain dense et industriel dominé par le grand parc du Mont-Royal, aménagé 100 ans plus tôt selon le plan d'Olmsted (Dupras et al., 2016; Sénécal et al., 2001).

Les deux décennies suivantes sont marquées par une croissance rapide de la population dans la région métropolitaine de Montréal (70%) ainsi que par le développement de la frange périurbaine. Malgré ce début d'expansion urbaine, plus de la moitié de la région métropolitaine de Montréal demeure vouée à l'agriculture (Dupras et al., 2016). C'est à ce moment que la conservation des espaces libre commence à apparaître comme une urgence et est intégrée dans les projets de planification urbaine (Sénécal et al., 2001). Malgré la volonté de la Communauté Urbaine de Montréal (unité de planification de l'époque) de protéger les attributs naturels de la région, la qualité de vie supérieure associée aux banlieues peu denses et bien ancrée dans l'imaginaire collectif contribue au développement des régions périurbaines (Sénécal et al., 2001).

À partir de la fin des années 1960, la population de la région métropolitaine augmente considérablement, mais sa proportion résidant sur l'île de Montréal diminue légèrement jusqu'à la fin des années 1990, indiquant un mouvement des habitants vers les banlieues (Dupras et al., 2016;

Sénécal et al., 2001). En 1990, le centre urbain a doublé de taille par rapport à la fin des années 1960 et s'étend alors sur la moitié est de l'île de Montréal, le sud de Laval et empiète la bordure des couronnes nord et sud (Sénécal et al., 2001). L'étalement urbain a résulté en la création de nombreuses villes à faible densité dispersées dans le paysage et accaparant 25% du territoire de la région métropolitaine (Dupras et al., 2016). Malgré la pression exercée par l'étalement urbain sur les terres agricoles et forêts de la région, une grande proportion d'entre elles sont toutefois épargnées du développement grâce à la loi de protection du territoire agricole, entrée en vigueur en 1978 (Sénécal et al., 2001).

En 2010, les surfaces artificielles typiquement urbaines dominent la région alors que les terres agricoles et boisées ne représentent que 27% et 10% du territoire de la région métropolitaine, respectivement (Dupras et al., 2016). La région métropolitaine de Montréal abrite environ la moitié de la population totale de la province et la ville de Montréal est la deuxième ville la plus peuplée au Canada (Statistics Canada, 2016).

1.4.2 Design expérimental

Réseau de boisés

Pour cette étude, nous avons utilisé un réseau de 48 boisés, sélectionnés préalablement par Alexandre Bergeron et Stéphanie Pellerin pour couvrir un gradient de taille (1 – 216 ha), de position longitudinale et d'urbanisation (0 – 84%) (Bergeron, 2020). Certains d'entre eux proviennent de l'abandon de terres agricoles ou industrielles, alors que d'autres sont des reliquats de forêts présentes depuis avant 1930 (Dupras et al., 2016). La plupart sont entourés d'un paysage résidentiel, mais certains sont toujours situés dans des régions rurales.

Un inventaire de la végétation ainsi que des propriétés physiques du sol a été conduit au cours des saisons de croissance de 2011 et 2012, par Alexandre Bergeron également. À partir des données d'inventaire et d'autres sources de données publiques diverses, un score pour chacune des dimensions suivantes a été calculé pour chacun des boisés : intégrité écologique, connectivité écologique, multifonctionnalité des services écosystémiques et vulnérabilité sociale.

Choix des services écosystémiques

L'indice de multifonctionnalité a été calculé selon la méthode de la distance de Mahalanobis (Cardou et al., 2022) à partir de trois services écosystémiques: la capacité de régulation de la température, la rétention d'eau du sol et le stockage de carbone. Ces services ont été choisis car, en tant que services de régulation ou de support, ils participent au maintien des services culturels et de provision et donc impliquent un cortège d'autres services écosystémiques (Groot et al., 2002).

Régulation de la température : Dans les villes, où la population expérimente des températures ambiantes nettement plus élevées que dans les milieux ruraux en raison de la dominance des surfaces artificielles au faible albédo (Yang et al., 2016), les boisés agissent à l'échelle locale pour réguler le climat (Fung & Jim, 2019; Sieghardt et al., 2005). L'effet refroidissant qu'ils produisent est modulé à la fois par l'ombre créée par la canopée ainsi que par l'évapotranspiration (Moss et al., 2019) et a la capacité de se répandre dans la matrice urbaine environnante (Fung & Jim, 2019). Les îlots de fraîcheur ainsi générés contribuent à alléger les conséquences sur la santé des citoyens lors d'événements de chaleur extrême et participent aussi indirectement à réduire la consommation énergétique des bâtiments à proximité (Fung & Jim, 2019).

Capacité de rétention d'eau du sol : La dominance des surfaces minéralisées et imperméables dans les zones urbanisées limite grandement la quantité d'eau absorbée par les sols (Xu et al., 2020), ce qui augmente le ruissellement et diminue la capacité des sols urbains à mitiger les inondations (Shuster et al., 2005; Ward et al., 2021). Les boisés urbains peuvent donc agir comme milieux éponge et absorber des événements extrêmes de ruissellement (Ward et al., 2021). La capacité de rétention d'eau des sols correspond à la quantité d'eau qu'un sol a le potentiel de retenir (Panagea et al., 2021).

Stockage de carbone : Les activités anthropiques dans les villes contribuent considérablement à l'augmentation des concentrations atmosphériques de dioxyde de carbone, qui à leur tour occasionnent l'augmentation des températures globales (Lorenz & Lal, 2009). Les arbres urbains participent à la séquestration du carbone atmosphérique (Brack, 2002) et contribuent à la mitigation des changements climatiques et à la réduction des problèmes de santé qui y sont associés (Nowak & Crane, 2002).

CHAPITRE II

URBAN WOODLAND CONSERVATION: ARE THE MOST ECOLOGICALLY PRISTINE WOODLANDS THE MOST USEFUL TO PEOPLE?

The conservation of urban woodlands can be motivated by a variety of objectives, given the complex socio-ecological dynamics of cities and the multiple stakeholders involved in decision-making. Tensions can exist between different conservation goals, leading to conflicting priorities and complicating the selection of priority sites for conservation efforts. These potential trade-offs in multi-criteria decision-making within this context remain mostly underexplored. In this study, we analyzed a network of 48 woodlands in the Montreal Metropolitan area to identify synergies and trade-offs in conservation prioritization based on (i) ecological integrity, (ii) contribution to landscape connectivity, (iii) multifunctionality of ecosystem services, and (iv) social vulnerability. Our findings reveal a negative relationship between ecological integrity and social vulnerability, suggesting a separation between these two goals. This division means that protecting the most pristine woodlands exacerbates environmental inequities. For all other pairs of conservation goals, our results show a lack of significant associations, indicating the absence of win-win situations where multiple goals could be achieved simultaneously. This also means that no major trade-offs are necessary, and different conservation goals can be used complementarily in management strategies.

Keywords: multicriteria analysis, ecological integrity, connectivity, ecosystem services, multifunctionality, environmental inequities, synergies and tradeoffs

2.1 Introduction

The third target of the Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework's aims to ensure the protection of 30% of terrestrial, inland water, marine and coastal areas by 2030 (CBD, 2022). Cities have the potential to make a significant contribution toward meeting this target (Oke et al., 2021). Not only are cities often located in areas of high biological diversity (Luck, 2007), but preserving patches of natural land close to where people live also fosters a connection to the land and promotes conservation stewardship at larger scale (Dunn et al., 2006). Following the global diversity agreements, mayors worldwide have united in calling for increased funding and support for

municipalities, so that they can better contribute to the collective conservation effort (Economy Division, 2022). Additionally, numerous cities have implemented new conservation plans to preserve and expand their nature park network (Conway et al., 2019).

To make the most out of conservation efforts and optimize the allocation of resources and funds, thoughtful conservation planning is essential (Wilson et al., 2009). Identifying the goals that drive conservation actions and prioritizing areas based on their potential contribution to these goals are key steps of the systematic conservation planning approach, proposed by Margules and Pressey (Mace et al., 2007; Margules & Pressey, 2000). Given the complex socio-ecological dynamics of cities and the multitude of stakeholders involved in municipal decision-making, conservation can be seen through many lenses and its goals may be diverse. Typically, the most common aim is to optimize the provision of ecosystem services (Kowarik, 2011; Kowarik & Körner, 2005; Steenberg et al., 2017). More recently, practitioners have also started implementing goals related to social vulnerability to mitigate environmental inequities (Nyelele & Kroll, 2020). Another important goal usually included in conservation plans is maintaining ecological integrity (Kowarik, 2011). Finally, connectivity is also commonly mentioned (Dupras et al., 2016; Hanson et al., 2022). There is reason to question whether it is possible to meet all these objectives simultaneously. If tradeoffs exist among goals, maximizing benefits across multiple dimensions could pose significant challenges for practitioners in the development of conservation area networks. Understanding the importance of each individual goal and how they are related to each other is crucial for developing holistic plans that balance these goals effectively.

In cities, conservation efforts are often motivated by the maintenance of the provision of ecosystem services (Kowarik, 2011; Nilon et al., 2017), which participate in human well-being and can help mitigate the negative impacts of urbanization and climate change (Kowarik, 2011; Nilon et al., 2017). One of the most cited ecosystem services in cities is related to climate regulation. Urban woodlands act at the local scale to cool down ambient temperatures (Fung & Jim, 2019; Sieghardt et al., 2005), which is particularly important considering that urban heat islands are one of the main causes of heat-related illnesses and mortality risk (Heaviside et al., 2017). Woodlands within city boundaries can also act as sponges and help mitigate high flooding risks/extreme runoff events, increased by the dominance of artificial impervious surfaces as a result of urbanization (Shuster et al., 2005; Ward et al., 2021; Xu et al., 2020; Yao et al., 2015). Urban trees contribute to mitigating

high atmospheric carbon levels caused by human activities in cities, although their contribution represents only a fraction of the total carbon stored by trees globally (Brack, 2002; Lorenz & Lal, 2009; Nowak & Crane, 2002). The term “multifunctionality” refers to the ability of a system to simultaneously provide multiple ecological and socio-economic benefits to society (Hölting et al., 2019) and has become a central concern of urban forest management (Hansen & Pauleit, 2014; Shackleton et al., 2015). However, while goals related to ecosystem services are well incorporated in conservation plans, clear implementation methods are still lacking (Calderón-Argelich et al., 2021; Conway et al., 2019; McPhearson et al., 2015).

The increasing integration of ecosystem services into management and conservation plans has led to a growing concern regarding equitable access to these services. Many studies have shown that urban green spaces and their associated benefits are predominantly located in wealthier and more culturally homogeneous neighborhoods (Landry et al., 2020; Fernández et al., 2023; Quinton et al., 2022; Pham et al., 2012; Nesbitt et al., 2019; Sun et al., 2012; Varuzzo & Harvey, 2017), leading to environmental inequities (World Health Organization. Regional Office for Europe, 2016). This raises significant ethical concerns given that ecosystem services can be considered a fundamental right for everyone (Haque & Sharifi, 2024; Schell et al., 2020). Inequitable access to these services exacerbates disparities in health outcomes experienced by different groups, with more vulnerable groups already more likely to develop health issues related to environmental exposure – such as cardiovascular and respiratory problems (Crouse et al., 2009; Jesdale et al., 2013; Tessum et al., 2019; Wolch et al., 2014) – and often have poorer access to health care (Schell et al., 2020). Socially and materially deprived populations also face higher risks from natural hazards (Haque & Sharifi, 2024; Law et al., 2022) and are expected to suffer disproportionately from the impacts of climate change, an inequality further aggravated by their limited access to, and proximity to, urban green spaces (Han et al., 2023; Venter et al., 2023). Managing conservation efforts to achieve a more even distribution of green patches between neighborhoods and demographic groups would therefore help alleviate health disparities and risks (Braubach & Fairburn, 2010; Haque & Sharifi, 2024; Nyelele & Kroll, 2020; World Health Organization. Regional Office for Europe, 2016).

On the other hand, urban natural spaces can also be valued for their contribution to local or regional biodiversity (Kowarik, 2011). Ecological integrity reflects the intrinsic value of biodiversity and is defined as a natural space’s “capacity to sustain communities with species composition, diversity

and functional organization comparable to those of natural habitats within a region” (Parrish et al., 2003). The urban environment poses significant threats and stresses to the maintenance of pristine ecosystems (Aronson et al., 2014). The nature and spatial organization of the urban matrix often lead to distinct differences in species richness, identity and interactions compared to nearby rural natural habitats (Archiciński et al., 2024), leading to a reconfiguration of ecosystem processes and functioning, that can lead to entirely novel ecosystems (Teixeira & Fernandes, 2020). Nature conservation for protection or restoration of ecological integrity thus serves to mitigate these threats and changes. It reflects the concept of naturalness by focusing on conserving sites where native species assemblages and rare species are found, resembling undisturbed rural ecosystems (Wurtzebach & Schultz, 2016).

In parallel, conserving natural spaces that help maintain and improve landscape connectivity is considered essential for many reasons. In cities, where the built environment can be hostile to wildlife and other organisms, biological diversity is confined to small remnant patches of natural habitat (Sukopp, 2004). Connectivity is responsible for maintaining dispersal and colonization rates, genetic flows (Krosby et al., 2010; Rudnick et al., 2012) and fluxes of energy between these patches, positively affecting ecosystem processes and functioning (Hillman et al., 2018). Large and interconnected green patches are thus generally regarded as strong indicators of population viability (Archiciński et al., 2024; Gilbert-Norton et al., 2010; Nor et al., 2017). Indeed, green patches dispersed in the urban matrix can serve as essential stepping stones and corridors for migration and dispersal (Buron et al., 2022), which will become increasingly important under accelerating urban sprawl (Behnisch et al., 2022; Habibi & Asadi, 2011; Pickett, 2001).

While each of these four conservation goals – multifunctionality of ecosystem services, social vulnerability, ecological integrity and contribution to connectivity – plays a critical role in urban conservation planning, they may not all vary independently of one another. First, connectivity is sometimes used interchangeably with ecological integrity in conservation plans (Conway et al., 2019), yet, this practice may stem from an oversimplification of the relationship between these two concepts. Despite the broadly acknowledged positive relationship between landscape patterns and ecological processes (Dupras et al., 2016; Hanson et al., 2022), connectivity may at the same time negatively impact ecological integrity by facilitating the spread of pests, diseases (McCallum & Dobson, 2002), and non-native species, which can displace native species and disrupt ecosystems

(Minor et al., 2009). Contribution to overall landscape connectivity, however, may not follow the same patterns as it is not necessarily related to a patch's connectivity (Cumming et al., 2022). It is also often expected that high ecological integrity ensures the provision of goods and services (Kandziora et al., 2013), however it may not always be the case. Ecosystem services derive from ecosystem functioning (Groot et al., 2002) which, in turn, depends more on the environment and the traits of the species within the community than on species identity (Cardou et al., 2022; Dobbs et al., 2011; Groot et al., 2002; Huang et al., 2019). A community's taxonomic composition can be decoupled from ecosystem services, for instance if non-native species actively contribute to the maintenance of ecosystem function via their traits, or if populations of long-lived native species endure in conditions where they would no longer be able to become established (extinction debt) (Cardou et al., 2022). Ecosystem services may also be unrelated to a patch's contribution to landscape connectivity, as this contribution is independent of connectivity itself (Cumming et al., 2022) and therefore not directly linked to the movement of organisms that usually enhance ecosystem functioning (Cardinale et al., 2012; Hansen & Pauleit, 2014; Mitchell et al., 2013; Turner & Chapin, 2005).

While the relationships between ecological integrity, contribution to connectivity and ecosystem services are complex, there is reason to think they may all be negatively linked to social vulnerability. Both taxonomic and functional diversity of urban tree cover have been found to be reduced in areas characterized by low income and high population density (Avolio et al., 2015; Clarke et al., 2013; Hope et al., 2003; Landry et al., 2020; Leong et al., 2018; Schell et al., 2020), a phenomenon that has been called “the luxury effect” (Hope et al., 2003). This suggests that the limited natural spaces these populations have access to have low resilience and, consequently, are vulnerable. Considering this as well as the fact that natural patches in these neighborhoods are scarce (Landry et al., 2020) and likely isolated, we suggest that natural areas that have low ecological integrity, connectivity and levels of ecosystem services may be the only green spaces the vulnerable populations have access to, and thus be very important to them.

Research on potential tradeoffs in prioritization analyses involving multiple conservation objectives in urban settings is limited (Anderson et al., 2009; Williams et al., 2020) and the possible tensions between objectives is rarely mentioned in urban conservation plans (Conway et al., 2019). This knowledge gap could lead to a misalignment between the selection of future conservation sites

and the full spectrum of desired goals, potentially compromising the achievement of some of these goals.

The main objective of our study is to investigate patterns of association between popular conservation goals in cities. Specifically, we aim to identify synergies and tradeoffs that may exist between the conservation prioritization of urban woodlands based on their ecological integrity, contribution to connectivity, ability to provide multiple ecosystem services (i.e. their multifunctionality) and social vulnerability. We hypothesized (Figure 2.1) the existence of tradeoffs between the first three (integrity, contribution to connectivity and multifunctionality of ecosystem services), relative to social vulnerability, since green patches are more numerous in wealthier neighborhoods (Fernández et al., 2023; Landry et al., 2020). We also hypothesized that a patch's contribution to connectivity would not be associated with its ecological integrity or its multifunctionality because its contribution to landscape connectivity is mostly related to its spatial position within the landscape and its role in linking otherwise disconnected habitat area (Cumming et al., 2022). Finally, we expect no relationship between integrity and multifunctionality, because of the weak relationship between ecosystem functions and species taxonomic identity (Cardou et al., 2022).

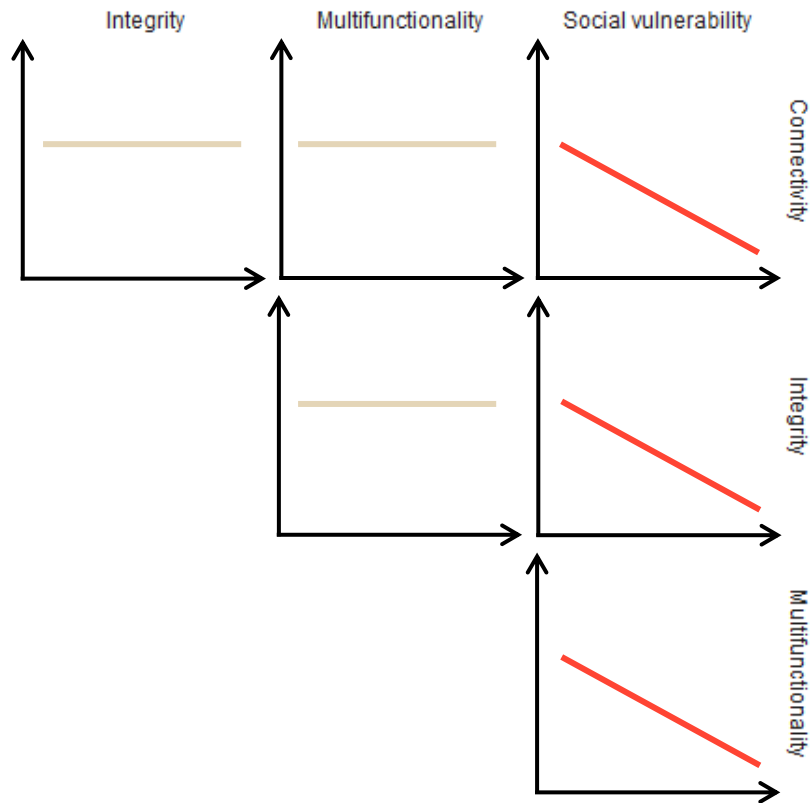


Figure 2.1 Direction of the hypothesized relationships between the prioritization of pairs of conservation goals

2.2 Methods

We focus on urban woodlands as they are the most common type of natural spaces in our study area, as well as in most north American and European cities (Crocì et al., 2008). Urban woodlands are semi-natural forest patches characterized by unmanaged ground cover and mostly naturally growing trees. Their structure resembles more natural forests, as opposed to parks where trees are planted over mowed grass (Lehvävirta & Rita, 2002). Although they are often managed (invasive species control, underplantings) and subject to human interference (trampling, biomass removal), they still support broadly natural processes (Kowarik & Körner, 2005). They resemble forests that would naturally develop through colonization and succession processes.

2.2.1 Study area and site selection

The study was carried out on three islands (Île de Montréal, Île Bizard, Île Perrot) part of the Montréal Metropolitan area (Figure 2.2), located in the southwestern part of Québec (Canada) and home to about 4.3 million inhabitants (Statistics Canada, 2021). Until the late 1960s, the area consisted of a defined urban core surrounded mostly by intensive agricultural lands and natural spaces. Since then, urban sprawl has considerably changed the structure of the landscape. Urban built environment now dominates the area and croplands and forests only represent 27% and 10% of the territory, respectively (Parcerisas & Ruiz, 2014). The forest patches studied in this paper are thus remnants of woodlands or have regenerated naturally following land abandonment.

We identified forest patches using DigitalGlobe satellite imagery (2010; 1:5000) and selected 48 of them to cover a range of size (1 – 216 ha), surrounding residential land use (0 – 84%) and longitudinal location within the study area. We only selected patches that have a woody vegetation cover >90% and an understory in a mostly natural state.

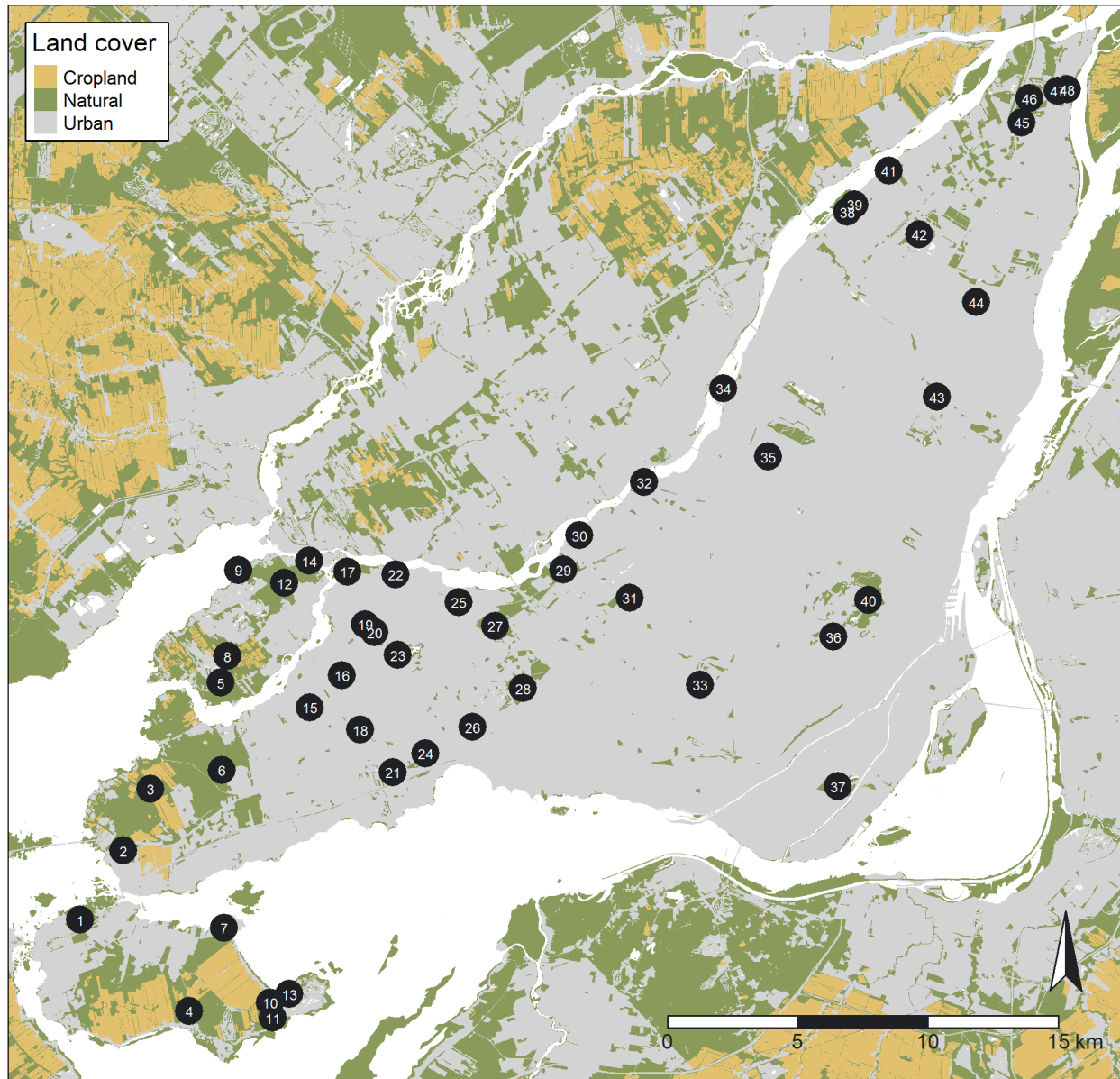


Figure 2.2 Location of the selected 48 forest patches and the land cover types in the Montreal area. Land cover categories are represented by color: Urban (urban built, bare ground), Natural (woodlands, shrubs, wetlands), Croplands (agricultural land), while water bodies are represented in white. Black circles indicate the location of the selected forest patches, each labeled with an identification number corresponding to Table A.1.

2.2.2 Plant and soil physical properties inventories

Plant inventories were conducted during the 2011 and 2012 growing seasons (June to early August). About 1% of the total area of a patch was sampled, so the number of quadrats varied between

patches. Sampling quadrats were stratified within major tree communities. They were also distributed nearly evenly between core and edge habitats, with the latter considered to be the first 50 meters inside a patch edge (LaPaix & Freedman, 2010). The location of the quadrats was randomly determined using ArcGIS 9.3 (ESRI, Redlands, USA).

Vascular understory species, including tree seedlings and saplings (DBH < 10 cm, height < 7 m), were identified in 10 × 10 m quadrats and their abundance was visually estimated using cover classes (0.01%; <1%; 1-5%; 6-25%; 26-50%; 51-75%; 76-100%). In 20 × 20 m quadrats, centered on the 10 × 10 m quadrats, we identified all mature trees and classified their DBH into four classes (10-20 cm; 21-30 cm; 31-40 cm; 41-50 cm). Trees with a DBH > 50 cm had their DBH measured precisely. We also estimated the following soil properties and parameters in the 20 × 20 m quadrats: topographic position, slope configuration, slope steepness, slope aspects and soil texture. Soil texture was determined using visual and tactile tests (more details on the inventories can be found in Bergeron (2020)).

2.2.3 Indicators estimation

The calculation of the following indices required the use of public data from various sources. A summary of the general information of each dataset can be found in Appendix 1 (Table A.2). All data treatment and analysis were performed using R 4.4.0 (R Core Team, 2024).

Multifunctionality of ecosystem services

We used three ecosystem services – soil water retention potential, carbon storage, and cooling effect – to calculate the multifunctionality of the patches. We selected these services because they are regulating or supporting services and thus contribute to maintaining other types of ecosystem services (Groot et al., 2002).

We used the Relative Site Moisture Index (RSMI) (Van de Grift, 1996) as a proxy to estimate soil water retention potential, using the soil parameters measured in each quadrat. For each patch, we calculated the mean RSMI of all quadrats.

Carbon storage was quantified using species-specific DBH-based allometric equations developed by Natural Resources Canada (Lambert et al., 2005). For species without specific equations, we applied the generic deciduous or coniferous tree equations also provided. We estimated the dry mass of stemwood, branches and bark for all mature trees (DBH < 10 cm, height < 7 m) inventoried per patch and converted the total to kg ha⁻¹.

We assessed the cooling effect of forest patches using land surface temperature (LST) data modelled by the *Centre d'enseignement et de recherche en foresterie* (Boulfroy et al., 2013). We created 2000 m buffers around the patches, divided into concentric 10 m rings. For each patch, we calculated the average LST within each ring and plotted these averages against distance from the patch edge, following the method proposed by Sun et al. (2012). We applied the knee-point identification technique from (Satopaa et al., 2011) to identify the first turning point of the temperature curves. We defined the turning point as the first point followed by a decrease spanning at least three consecutive temperature entries, as this length seemed optimal for avoiding both over- and underestimation of the actual turning point. The temperature difference between the turning point and the patch edge, divided by the distance between them, was calculated to estimate the cooling effect. We excluded the surface temperature of water bodies overlapping with the buffers, as our focus was on the cooling effect from a human health perspective.

We summarized these three ecosystem services into a single multifunctionality value. First, we generated a hypothetical ideal site combining the maximum estimated value for all ecosystem services. We then calculated the Mahalanobis distance (R Core Team, 2024) between this ideal site and the position of each patch (Cardou et al., 2022) in the three-dimensional space defined by water retention, carbon storage and cooling effect.

Social vulnerability

We evaluated human population socio-economic vulnerability using the Canadian Index of Multiple Deprivation (CIMD), composed of the four following dimensions: residential instability, economic dependency, situational vulnerability and ethno-cultural composition (Statistics Canada, 2023). Following the CIMD user guide recommendations (Statistics Canada, 2023), we tested Pearson correlations between each dimension and the composite index to ensure they were

correlated before including the composite index in further analyses. We then weighted the composite CIMD at the dissemination area level by population density within a 300 m buffer around the patches, as this distance is recommended for green space accessibility (World Health Organization. Regional Office for Europe, 2016). Population counts were obtained from the 2016 census data (Statistics Canada). The mean CIMD was computed for each patch.

Ecological integrity

We assessed the ecological integrity of each patch using our plant inventory data and the biological value index of vegetation developed by Lajeunesse et al. (1995). This index was developed specifically for Montréal woodlands and consists of five dimensions: uniqueness and representativity of plant community type, succession-disturbance degree, plant species richness, and rarity. A few modifications were made to the original methodology of Lajeunesse to enhance reproducibility and adapt the methodology to current conditions (detailed below). The revised score attribution method is provided in Table 2.1.

The uniqueness of plant community type was evaluated using three dichotomous criteria, which were assessed based on expert opinion in the original method: position along the successional gradient, spatial distribution in comparison with that of the maple-hickory ecoregion (Gosselin et al., 2000) and restrictedness to a particular habitat. In this study, we assessed uniqueness only for the tree layer and attributed its score to the quadrat-level, with the average of all quadrats in a given patch yielding our patch-level measure of each criterion. We used the tree species shade tolerance as a proxy for each community's position along the successional gradient. We calculated the mean shade tolerance weighted by the basal area of all tree species within each quadrat. Shade tolerance data were extracted from the Tree Trait Task Force - Tree Functional Trait database (Belluau et al., 2023), with ordinal values ranging from 1 (intolerant) to 5 (highly tolerant). For species not included in the database, we used expert opinions (Appendix A, Table A.3). We classified patches with a mean shade tolerance of 4 or higher as mature. To compare the distribution of plant communities with that of the maple-hickory climax, we used the hardiness zones of the mature tree species inventoried. Given that the northern limit of the maple-hickory domain extended to hardiness zone 4b when the original method was developed, we considered tree species with a northernmost hardiness zone of 4b or higher to be limited to the maple-hickory domain. All

introduced species were classified as non-limited, based on their nativeness status for the province of Québec from the Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN, version 37.14) (Brouillet et al., 2010+). We classified quadrats as limited if 1% or more of their basal area consisted of tree species deemed limited, as this threshold is used to define an abundant species (Saucier et al., 1994). We decided not to consider the plant communities' restriction to a particular habitat since we lacked an objective way to assess this criterion.

Representativity of plant community type measures how closely the inventoried stands match theoretical community types. We computed the Jaccard distance (*vegan* v.2.6-4; Oksanen et al., 2022) between all inventoried plants and Dansereau's theoretical plant communities for the region (Dansereau, 1959), which is still in use today to guide conservation efforts in natural areas, using occurrence data at the quadrat level. For each quadrat, we selected the community type with the smallest distance value and used that value as the measure of representativity. We then calculated the average value of representativity of all quadrats of each patch.

The degree of succession-disturbance aims to reflect the concept of 'naturalness' and is based on three indicators: the relative importance of heliophyte tree species (i.e. shade-intolerant), the community's successional stage and the relative importance of non-woody introduced species. All three indicators were assessed at the patch level. We calculated the relative importance of heliophyte tree species (mature trees and saplings) following Lajeunesse et al. (1995), using quadrats as sampling points. Species with a low or low-medium shade tolerance index were classified as heliophytes, based on the same shade tolerance data used in the assessment of plant community uniqueness. We computed the relative importance of heliophytes separately for the overstory and sapling layers, summed both together and then determined their percentage over the importance value of all tree species. To assess the community's successional stage, we compared the tree and sapling layers. We calculated the dissimilarity between the previously computed species' importance value in the overstory and sapling layers using the Steinhaus index (Legendre & Legendre, 1998). A large dissimilarity between the two layers indicates that the forest is undergoing succession, with a canopy layer made up of pioneers and shade tolerant species establishing below. Third, for the relative importance of introduced non-woody species, we calculated the proportion of non-woody plants relative importance made up of introduced species, following Lajeunesse et al. (1995). We extracted the species nativeness status from VASCAN

(version 37.14) (Brouillet *et al.*, 2010+). The overall score for the succession-disturbance degree is then simply the sum of the scores from each indicator.

Plant richness was assessed at the quadrat level and the average of all quadrats was computed to obtain a richness value per patch, to account for sampling effort.

To estimate plant rarity, we divided the number of rare species found in each patch by the number of inventoried quadrats, to account for sampling effort. Rare species were identified using the Province of Québec *Liste des espèces floristiques menacées ou vulnérables* (MELCCFP, *s.d.*).

The overall biological value index for each patch is the sum of scores from all five dimensions.

Table 2.1 Score attribution for the assessment of the biological value index of vegetation (adapted from Lajeunesse *et al.*, 1995)

Dimension	Score		
Uniqueness of plant community type	Position along the successional gradient	Distribution in comparison with that of the maple-hickory climax	
	Mature forest	Limited	5
		Non-limited	4
	Successional forest	Limited	3
		Non-limited	2
Representativity of plant community type	We divided the resulting values range into 5 equal intervals and attributed the highest score (5) to the interval with the highest values.		
Degree of succession-disturbance	Indicator	Values range	
	Relative importance of heliophyte tree species	0 – 14.9 %	5
		15 – 34.9 %	4
		35 – 49.9 %	3
		50 – 74.9 %	2
		75 – 100 %	1
	Successional stage	< 0.5	0.5
		≥ 0.5	0
	Relative importance of introduced herbaceous species	0 – 15.9 %	0
		16 – 31.9 %	-0.3
		> 32 %	-0.6
Plant species richness	We divided the resulting values range into 5 equal intervals and attributed the highest score (5) to the interval with the highest values.		
Plant species rarity	We divided the resulting values range into 5 equal intervals and attributed the highest score (5) to the interval with the highest values, except for patches containing no rare species, which were scored 0.		

Connectivity

We estimated each individual patch's contribution to the connectivity of the landscape's forested areas, using the improved version of Index 2 from the City Biodiversity Index (Deslauriers *et al.*, 2018; Chan *et al.*, 2021). This index is based on the effective mesh size and the output value represents the probability that two randomly chosen locations in a landscape would be part of the same continuous habitat (Jaeger, 2000). It is also often described as the amount of habitat an

organism has access to if randomly dropped in the landscape (Deslauriers et al., 2018). We defined the landscape boundaries as the borders of the three islands of the study region (Figure 2.2), and we considered the forested areas within these boundaries as identified in the land cover mapping of the St-Lawrence Lowlands (ECCC & MDDELCC, 2018). We used a maximum distance of 100 m (Chan et al., 2021) between two separate forested areas for them to be considered connected to each other. To evaluate the contribution of individual patches to overall landscape connectivity, we performed the connectivity analysis across 48 scenarios, removing each patch in turn. We then calculated the difference between the connectivity of the complete landscape and that of each scenario to quantify the contribution of each patch to landscape connectivity.

2.2.4 Statistics

For each patch, the values obtained for ecological integrity, connectivity, multifunctionality of ecosystem services and social vulnerability were scaled. For each of the four conservation goals, we then ranked the 48 patches from the most to the least valuable. For each pair of conservation goals, spearman rank correlations (*Hmisc*, v.5.1-2; Harrell, 2024) were calculated between the resulting ranks.

2.3 Results

Initial visual examination of the prioritization maps (Figure 2.3) suggests distinct spatial patterns among the four conservation goals.

From the multifunctionality of ecosystem services map (Figure 2.3 A), the most important patches seem to be predominantly situated in the central and eastern regions of the study area. Among these, Parc Pierre-Elliott Trudeau stands out with the highest multifunctionality score, while Parc-nature de l'Île-de-la-Visitation registers the lowest. Parc Pierre-Elliott-Trudeau is positioned between an industrial area and a residential neighborhood primarily composed of single-family homes and condominiums. Its tree layer is dominated by *Acer saccharinum*, although *Acer rubrum*, *Acer saccharum*, *Ulmus americana*, *Fraxinus pennsylvanica* and *Tilia americana* are also present to a lesser extent. The basal area of all mature tree species is 48.8 m² ha⁻¹. In contrast, Parc-nature de l'Île-de-la-Visitation consists of a narrow island, with the remainder of the park bordering the

Rivière des Prairies. This park is surrounded by a neighborhood primarily consisting of small apartment units, as well as single-family homes. *Populus deltoides* and *Acer negundo* are the codominant species, while the other most abundant species include *Fraxinus pennsylvanica*, *Rhus thyphina* and *Prunus pensylvanica*. The total basal area of mature trees is 11.2 m² ha⁻¹.

With a few exceptions, most patches exhibiting the highest levels of social vulnerability are small and concentrated in the central region of the study area (Figure 2.3 B), which is also the most urbanized and densely populated. We found the patch surrounded by the most vulnerable human population to be Parc Sainte-Marthe, while the one in the least vulnerable neighborhood is Parc Frédérick T. Wilson. Parc Sainte-Marthe, the second smallest patch, is located very close to the shore of the Rivière des Prairies and is situated within a residential area where the constructions between the park and the river predominantly consist of single-family homes, contrasting sharply with subsidized housing on the other side. The canopy is composed of *Fraxinus pennsylvanica*, *Populus deltoides* and *Crataegus sp.* Parc Frédérick T. Wilson lies adjacent to a suburban neighborhood developed in the early 2000s. The most abundant tree species are *Acer saccharum*, *Fraxinus americana* and *Populus deltoides*, with *Acer saccharinum*, *Carya cordiformis* and *Ostrya virginiana* present to a lesser extent.

A visual interpretation of the ecological integrity conservation map reveals no clear spatial trend, however many of the patches that score the highest seem to be concentrated in the western half of the study area. Also, many of the smallest patches tend to score low in metrics based on a traditional measure of conservation value (Figure 2.3 (C)). Parc Duval appears as the patch with the highest ecological integrity (20.25), while Parc Armand-Bombardier is the least pristine (7.10). On average, patches recorded a biological value index of 13.37. Parc Duval is surrounded by a relatively recent residential neighborhood developed in the 1970s-1980s, characterized by single-family homes, and is adjacent to a closed waste landfill. According to our analysis, the plant community type it most closely corresponds to is the hickory-maple association (Dansereau, 1959). The canopy is dominated by *Acer saccharum* and *Fagus grandifolia*, but *Tilia americana*, *Ostrya virginiana* and *Fraxinus americana* are also present. Parc Armand-Bombardier, a long and narrow woodland, is nested within a manicured park close to the Rivière des Prairies and the surrounding neighborhood features both single-family homes and small apartment units. The most dominant

tree species are *Fraxinus pennsylvanica* and *Salix fragilis*, while other less abundant species include *Populus deltoides*, *Acer negundo* and *Acer platanoides*.

The connectivity prioritization map suggests that patches which significantly improve connectivity of forest habitats are predominantly large and clustered in the western end of the study area (Figure 2.3 (D)), where the highest concentration of agricultural and forested lands is found. The patch that contributes the most to landscape-level forest habitat connectivity is Parc-nature de l'Anse-à-l'Orme (42.94 ha), while the one that contributes the least is Parc Aragon (0.0001 ha), with an average contribution of 3.21 ha for all patches. Both patches are located on the western part of the study area, but Parc nature de l'Anse-à-l'Orme is the sixth largest of all patches (Appendix 1, Table A.1) and is surrounded by other woodlands and agricultural fields, while Parc Aragon is the smallest (Appendix 1, Table A.1) and located in a more developed, residential area.

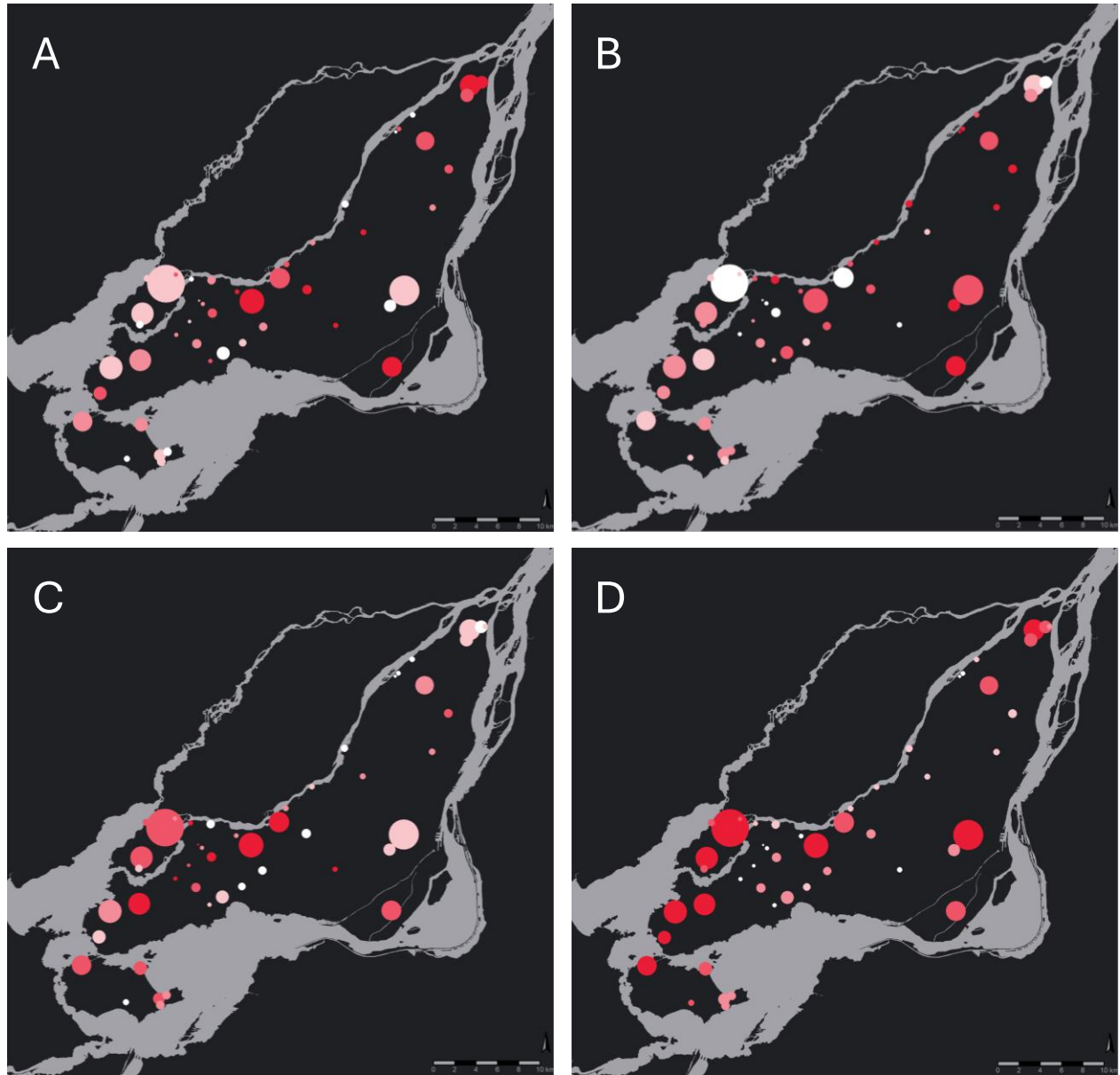


Figure 2.3 Spatial distribution of the conservation prioritization considering each conservation goal: (A) multifunctionality of ecosystem services, (B) social vulnerability, (C) ecological integrity and (D) contribution to connectivity. The bubble size is proportional to the woodland area. The bubble color is representative of the conservation priority, dark red meaning high priority and white low priority.

The correlation analysis reflects the initial visual assessments, revealing no significant relationships between the conservation goals, except for a negative correlation between ecological integrity and social vulnerability (Figure 2.4). This negative relationship suggests that the least pristine woodlands are the most critical from an environmental equity perspective. The strength of

this correlation is moderate, as indicated by the considerable dispersion of data points around the trend line in the scatter plot.

Aside from the negative correlation between ecological integrity prioritization and social vulnerability, no other significant correlations were found between the conservation goals (Figure 2.4). This implies that the woodlands considered most important for one goal do not align closely with those prioritized for another. While the priorities differ, they are not directly opposed. To explore potential underlying mechanisms of the non-significant correlations, we computed Spearman correlations between the individual ecosystem services included in the multifunctionality measure and both connectivity and social vulnerability (Appendix B, Figures B.2 and B.3). The only significant correlation is between connectivity and the cooling effect ($\rho = -0.45$; $p \text{ value} = 0.001$). We conducted the same analysis between individual dimensions of ecological integrity and social vulnerability (Appendix B, Figure B.4) and found no significant correlation.

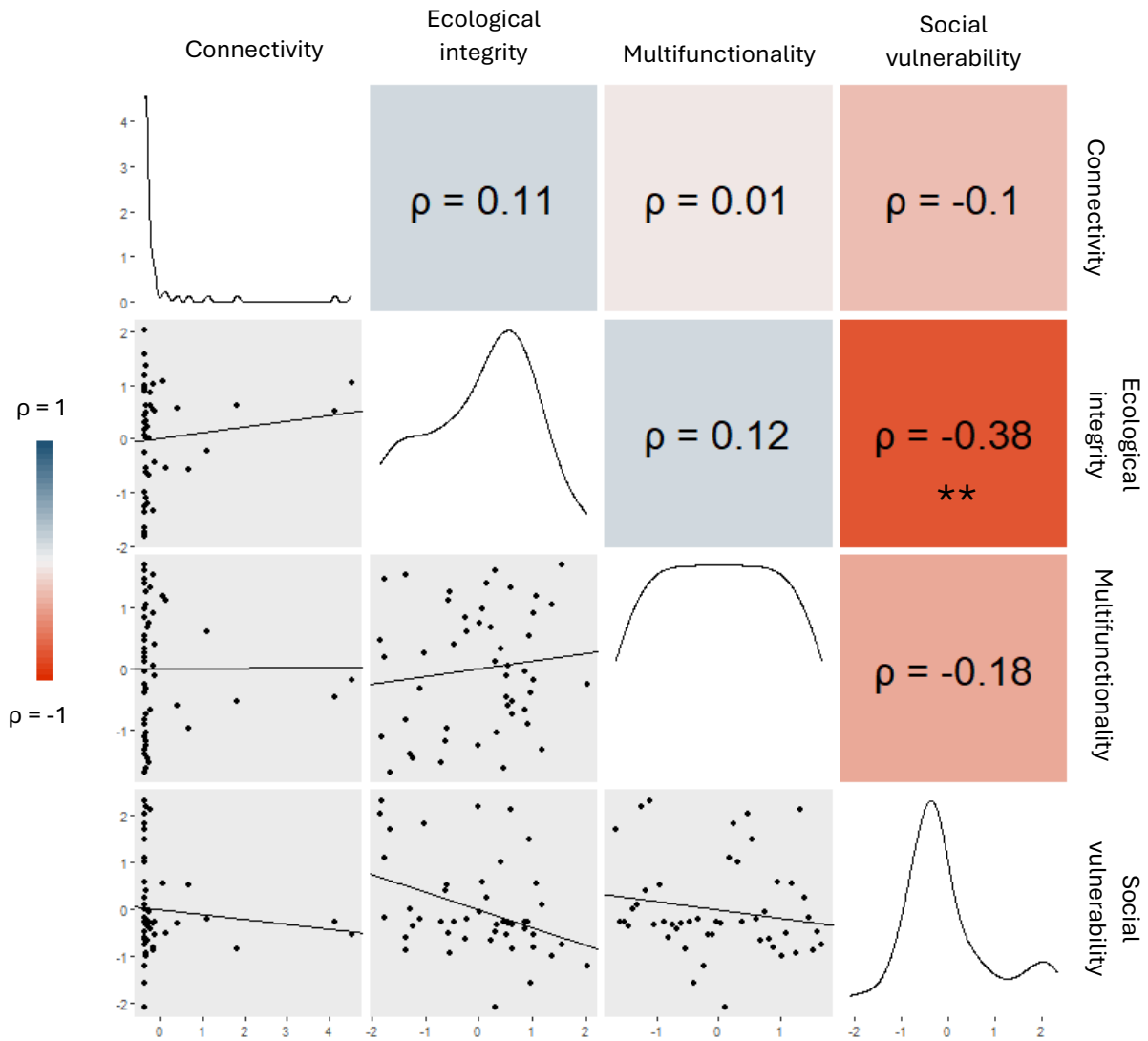


Figure 2.4 Associations between conservation goals. Upper right section: Spearman rank correlation coefficients between pairs of conservation goals with the associated significance levels, when applicable (p-values: $0.001 > ** > 0.01$). Diagonal: distribution of individual conservation goals. Lower left section: scatter plots (standardized values) of the relationship between pairs of conservation goals, with lines illustrating the correlation coefficients.

2.4 Discussion

2.4.1 Relationships between conservation goals

Expected no association

As hypothesized, ecological integrity and the multifunctionality of ecosystem services were found to be unassociated. This aligns with the understanding that ecosystem services derive from ecosystem functions which, in turn, are driven by the environment and the functional identity of the community (Cardou et al., 2022; Dobbs et al., 2011; Groot et al., 2002). In comparison with rural areas, changes in species richness, composition and interactions in urban environments may not necessarily lead to changes in the effect traits present in these ecosystems (Lavorel & Garnier, 2002). Due to functional redundancy, different species assemblages (than those expected or historically present) can produce similar configurations of effect traits and perform similar roles in an ecosystem, resulting in comparable ecosystem functioning (Rosenfeld, 2002; Shipley, 2009). Consequently, functional identity can be separated from taxonomic identity. Some studies even suggest that exotic species can maintain or, in some cases, enhance ecosystem functioning (Conway et al., 2019; Mascaro et al., 2012).

The lack of correlation between the prioritization of ecological integrity and contribution to connectivity challenges the often-assumed interchangeability of the two concepts. As previously mentioned, a patch's contribution to connectivity does not necessarily reflect the actual movement of organisms to and from it (Cumming et al., 2022), and therefore should not be directly associated with its species composition.

The same mechanism may explain the absence of correlation found between the patches' contribution to connectivity and their multifunctionality of ecosystem services. Additionally, the three ecosystem services that we included in the metric of multifunctionality are not expected to be linked to the movement of organisms and materials through space anyway.

Our dataset shows no association between the patches' contribution to connectivity and carbon storage (Appendix B, Figure B.2), which appears logical since aboveground carbon storage is driven by tree level or site-specific features, rather than landscape level features (P. O'Brien et al.,

2023; Timilsina et al., 2013). The patches that store the most carbon tend to have substantially greater basal area than those that score lower for carbon storage. However, some of the patches that store the least carbon also have a relatively high basal area; but their species composition differs from that of the most carbon-rich patches. They show higher abundance of fast-growing or pioneer species, characterized by low wood density (Chave et al., 2009), such as *Populus deltoides*, *Populus tremuloides* and *Picea abies*. Wood density (dry mass per fresh volume of wood) is closely related to species' life history strategies and indicates carbon investment in trees (Mo et al., 2024).

Taken individually, the soil water retention capacity in our dataset showed no association with contribution to overall connectivity (Appendix B, Figure B.2). This may be because the capacity of soils to retain water is primarily determined by soil physical properties, such as pore space, texture, structure, and soil organic content (Panagea et al., 2021). Organic matter content, in turn, is driven by traits of tree leaf litter (Liu et al., 2021), root traits (Birouste et al., 2012; Silver & Miya, 2001) and soil fauna communities (Coleman et al., 2024), which are shaped by mechanisms operating at a much finer scale than the landscape-level processes considered for connectivity.

In contrast, the cooling effect of our woodland patches is negatively correlated with their contribution to connectivity (Appendix B, Figure B.2). Our results instead suggest that the patches' cooling effect is predominantly influenced by the surrounding land cover types. All the patches that provide the lowest cooling effect share one common characteristic: they are surrounded by other forested areas and score relatively high for connectivity (e.g. Golf Royal, Parc-nature de l'Anse-à-l'Orme, Parc de la Pointe-aux-Prairies (secteur Rivière-des-Prairies), Golf Elm Ridge and Parc du Domaine). On the other hand, the patches that are most effective at regulating surface temperatures (e.g. Parc Thomas-Chapais, Parc Pierre-Elliott-Trudeau, Boisé des Pères, Lieu vacant Hervey, Parc Marcel Laurin) are all isolated and mostly surrounded by artificial land cover types or bare ground, such as large buildings (schools, hospitals), parking lots, industrial land and sports fields. Much higher surface temperatures are usually recorded on these human-made surfaces than in the forested areas surrounding highly connected patches (Du et al., 2016; L. Yang et al., 2016). The pronounced contrast between these elevated temperatures and the woodland patches could explain their enhanced cooling effect.

Expected negative associations

We expected negative associations between social vulnerability and all the other goals. The only one that appears to be significantly negative is with ecological integrity. Although not directly tested in the study, different hypotheses can potentially explain this association.

First, the size of woodlands may be one of the factors influencing this trend. A visual analysis of the prioritization maps (Figure 2.3) suggests that patches with high priority from a social vulnerability perspective tend to be smaller in size. Eight out of the top ten priority patches for social vulnerability have a total area equal to or smaller than 11 ha (Appendix A, Table A.1; Appendix B, Table B.1). Small patch size suggests a higher proportion of edge habitat relative to their total area (Vallet et al., 2010). Edge habitats differ from interior habitats in their climatic conditions as they receive increased light exposure and therefore are usually warmer and drier than the woodland interior (De Pauw et al., 2023; Hamberg et al., 2009). As a result, edge habitats support higher proportions of shade-intolerant and pioneer species, as well as increased species richness and abundance of introduced species, as they are better adapted to the altered conditions found in edges (Hamberg et al., 2009; LaPaix et al., 2012; Vallet et al., 2010). These altered species assemblages, in terms of both composition and abundance, differ substantially from the native maple-hickory climax, considered as the pristine reference for ecological integrity. Consequently, patches with a high proportion of edge habitats are more likely to exhibit lower ecological integrity. However, size alone cannot explain the negative relationship between ecological integrity and social vulnerability, as a third of the ten most pristine patches of our dataset have an area smaller than 5 ha and are not part of a bigger forested area (Parc Pierre-Elliott-Trudeau, Parc Aragon and Parc Graham) (Appendix A, Table A.1; Appendix B, Table B.1). Other mechanisms therefore act synergistically with patch size.

Although patch age was not a focus of this study, it may be an important driver of the relationship between these two goals. The presence of wooded areas or green parks often increases property values, which can lead to the displacement of low-income households who can no longer afford to live in the neighborhood, while wealthier residents move in, a process known as green gentrification (Anguelovski et al., 2018, 2022; Kuras et al., 2020; Wolch et al., 2014). As this process occurs over extended periods, woodlands in neighborhoods that have already undergone

gentrification may be older than those in more vulnerable areas. Some of the patches in our dataset with the highest ecological integrity scores are located in these older, gentrified neighborhoods. Forest age is generally positively associated with species richness, due to the presence of species that thrive in stable habitats in older forest patches (Archiciński et al., 2024; Vellend et al., 2007). These patches may also have had more time to recover from initial disturbances than patches originating from more recent land abandonment, for example. Given that the definition of ecological integrity used in this study refers to mature, precolonial forests that have experienced minimal disturbance (Lajeunesse et al., 1995; Parrish et al., 2003), the observed negative interaction between ecological integrity and social vulnerability could partly be explained by the age of the patches. However, other patches with high ecological integrity are found in newly developed neighborhoods characterized by large single-family homes. Their ecological integrity may be due to the fact that they were recently part of a much larger, continuous forest that was cut down. Therefore, they may have not yet experienced significant human disturbance and may still retain characteristics typical of interior forest habitats.

Another hypothesis for the negative association between ecological integrity and social vulnerability lies in the differing levels of influence that socioeconomic groups have over the management of urban natural spaces. City residents with higher income or education often face less pressure to meet basic needs and are therefore more able to participate in conservation activities that help maintain or restore the integrity of nearby woodlands (Allegretto et al., 2022; Schell et al., 2020). These engaged community members or groups may also have better access to funding and support from their neighborhood organizations compared to similar groups in less privileged areas. Recreational use is another factor that can affect woodland ecological integrity. In lower-income neighborhoods, where the population density to green spaces area ratio is typically higher (Fernández et al., 2023; Nesbitt et al., 2019; Pham et al., 2012; R. Sun et al., 2012), woodlands may experience greater foot traffic, leading to increased trampling on vegetation and other forms of physical disturbance (Hamberg et al., 2008; Littlemore & Barker, 2001).

Our findings show a lack of association between connectivity and social vulnerability. In our dataset, about half of the woodland patches that score high priority in terms of connectivity rank lower for social vulnerability, and vice versa, as expected (Appendix B, Table B.1). This aligns with previous evidence that neighborhoods characterized by low income and ethnically diverse

populations tend to have fewer green spaces, and when they are present, they usually are small (Landry et al., 2020; Fernández et al., 2023; Quinton et al., 2022; Pham et al., 2012; Nesbitt et al., 2019; R. Sun et al., 2012; Varuzzo & Harvey, 2017). The prioritization maps show that most of the large patches that contribute significantly to landscape connectivity are located in the western end of the Île de Montréal (Figure 2.3), where a high proportion of agricultural land remains, and population density is relatively low. However, the other half of the patches in our dataset do not follow this pattern; instead, connectivity and social vulnerability appear to be closely linked in those. With a few exceptions, we identified two categories into which these patches can be grouped. The first category includes Parc du Mont-Royal and Parc Summit, two centrally located adjacent patches, where forest habitats are scarce, making them important contributors to landscape connectivity. Both patches also rank high in the social vulnerability prioritization, which is interesting given that they are both bordered by one of the wealthiest neighborhoods in Montréal. However, on the north of Parc Summit lies Ridgewood Avenue, characterized by dense apartment buildings and a multicultural community. Given that we corrected the CIMD by population density, the much higher population density in this area, compared to the rest of the surroundings of Parc Summit with large single-family houses, may balance out this difference. A similar pattern can be observed for Parc du Mont-Royal, which is bordered on one side by McGill University and its student-dominated neighborhood, suggesting a high turnover rate in housing. Similarly, Parc Angrignon also falls under the large-isolated patch type, which helps explain why its loss could significantly affect overall landscape connectivity. This patch is located near the Lachine Canal, which, until the 1970s, was the main hub for shipping traffic in Montreal. The canal's banks, along with manufacturing industries, were part of a working-class neighborhood. The legacy of industrial land-use may explain the high social vulnerability score of this patch, although the area is currently undergoing gradual gentrification.

The other category includes patches of low to intermediate size, clustered in residential neighborhoods in the western part of the study area, with mid-range priorities for both connectivity and social vulnerability. The connectivity metric we used quantifies the amount of habitat an organism has access to if it is randomly placed in the landscape under consideration (Deslauriers et al., 2018). While the patches in this group may not contribute significantly to landscape connectivity due to their size, their proximity to some of the largest forest habitats in the study area

means they may function as important stepping stones, helping to connect much larger patches nearby.

Finally, our results indicate that there is no association between social vulnerability and the ability of patches to provide multiple ecosystem services. This pattern is also uniform across all services considered individually (Appendix B, Figure B.3) and seems to be primarily driven by the presence of certain highly multifunctional patches in vulnerable neighborhoods. These findings contrast with previous evidence of the luxury effect on the provision of ecosystem services (Aznarez et al., 2023; Schell et al., 2020; Xiong et al., 2023). One possible explanation for these differences with our results is that the main driver of cooling effect in our dataset appears to be the surrounding land use cover types. Some of the vulnerable patches that show great multifunctionality provide effective cooling effects, potentially due to the low vegetation cover of their neighborhoods (e.g. Parc Angrignon, Parc Armand-Bombardier). Additionally, most studies investigating the luxury effect regarding the provision of ecosystem services focus solely on economic indicators as proxies for social status (Kuras et al., 2020). The CIMD, which we used, includes an economic dimension, but also considers other factors (residential instability, ethno-cultural composition, situational vulnerability) that may provide a broader view of social vulnerability and could help explain the mismatch with our results. For example, Parc de l'Île de Roxboro ranks in the top half for multifunctionality, but 8th in terms of social vulnerability (Appendix B, Table B.1). Its high vulnerability score may not fully be explained by economic dependency, but could instead reflect the presence of visible minorities, and populations with a first language other than French or English, and an aging population (Statistics Canada, 2016).

2.4.2 Implications for conservation management

Our results highlight the absence of a single conservation goal that would ensure the achievement of all the other goals synergistically, as most pairs of conservation goals were found to be unassociated. Consequently, this suggests that management and conservation strategies must consider the full diversity of desired goals. In light of this, clear, concrete and user-friendly implementation methods for ecosystem services and environmental equity are needed to ensure their provision and long-term maintenance. Existing tools can assist managers directly implement ecosystem services into conservation plans. For example, i-Tree Eco software helps estimate the

provision of specific services from basic tree inventories (Nowak & Crane, 2000). Cardou et al. (2020, 2022) proposed a valuable approach to quantify multifunctionality using easy measurable functional markers. Nevertheless, the absence of associations between most pairs of conservation goals observed in our study also suggests that major trade-offs are rare, and that conservation goals can be compatible with each other within multi-criterion decision-making frameworks.

In light of our results, the key challenge faced by conservation managers is to balance ecological integrity and social vulnerability. These two goals can't be fully achieved simultaneously, requiring compromises. Whereas conservation efforts are often set by decision makers to provide human health benefits, focusing solely on preserving the most pristine ecosystems would exacerbate environmental inequities and threaten the fundamental rights of vulnerable groups, the very groups whose health benefits the most from increased exposure to trees, parks and forests (Schell et al., 2020). On the other hand, prioritizing the conservation of woodlands located in socio-economically disadvantaged neighborhoods may impede the preservation of historically significant ecosystems, which are highly valued from an ecological perspective. Therefore, when ecological integrity and social vulnerability are included together in management plans, custom cost constraints related to social vulnerability must be added to the prioritization process based on ecological integrity.

2.5 Conclusion

As current decisions and actions will impact the outcomes of conservation efforts in the long term, it is essential to better understand how different conservation goals interact with each other in order to effectively manage synergies or tradeoffs. We aimed to provide insight into this question with this study. Our results showed that ecological integrity and social vulnerability lead to opposite conservation prioritizations, meaning that trade-offs should be expected between the two. No other significant associations were observed between pairs of conservation goals, indicating the absence of an umbrella goal that would capture the full diversity of goals, but also suggests that these goals can be used complementarily in management plans.

Our results call for a more comprehensive and explicit implementation of a diversity of conservation goals, as focusing only on a restricted selection may not necessarily ensure the provision of other goals in the long term. They also highlight that ecologists are often poorly

equipped to effectively answer these new challenges, and that urban ecology training that incorporates humans and their needs, is much needed.

2.6 Acknowledgments

We thank Stéphanie Pellerin and Alexandre Bergeron for their contribution to this research by providing access to their woodland inventory data. We are grateful for the Ville de Montréal, as well as to the municipalities and landowners who allowed us to conduct work on their property. We would also like to thank the Government of Québec, the Tree Functional Trait Application Project, and Statistics Canada for making their data publicly available.

CHAPITRE III

CONCLUSION GÉNÉRALE

3.1 Contexte et cadre de l'étude

L'accélération de la croissance de la population urbaine partout à travers le monde amplifie l'étalement et l'intensification des zones urbaines (Behnisch et al., 2022; Elze & Banzhaf, 2022; Ode & Fry, 2006). Les boisés et autres écosystèmes semi-naturels terrestres se trouvant à l'intérieur ou à proximité des villes subissent une pression de développement grandissante afin de répondre aux besoins de la population humaine (Crocì et al., 2008; Elze & Banzhaf, 2022). D'ailleurs, six des 48 boisés étudiés dans le cadre de ce travail ont été convertis en quartiers résidentiels depuis les inventaires de leur végétation, en 2012, illustrant cette réalité. Les boisés urbains sont pourtant essentiels, premièrement pour la préservation de la biodiversité, mais également en raison des nombreux bienfaits qu'ils produisent et dont la société dépend (Jim, 2017; L. E. O'Brien et al., 2022).

L'idée initiale de cette étude a émergé à la suite d'une revue des plans de gestion des boisés urbains de plusieurs grandes villes canadiennes. L'objectif de cette revue était d'élaborer un guide de meilleures pratiques concernant la priorisation de la conservation des boisés urbains, lorsque des motivations de conservation à la fois écologiques et sociales sont visées. Cette revue nous a permis de constater l'absence de pratiques spécifiquement adaptées aux milieux où l'être humain domine, indiquant que les écologistes et gestionnaires ne sont potentiellement pas adéquatement équipés pour assurer à long terme le maintien des multiples bénéfices des boisés urbains.

C'est dans ce cadre que s'est inscrite la présente étude, visant à mieux comprendre dont les multiples motivations de conservation peuvent orienter les priorités de conservation. Plus précisément, je me suis intéressée à identifier les synergies ou compromis dans la priorisation de conservation des boisés urbains, évalués selon quatre objectifs : (i) l'intégrité écologique, (ii) la contribution à la connectivité, (iii) la multifonctionnalité des services écosystémiques, et (iv) la vulnérabilité sociale. J'ai initialement supposé que la contribution à la connectivité du paysage,

l'intégrité écologique et à la multifonctionnalité ne montreraient aucune relation entre elles. J'ai également supposé que la connectivité, l'intégrité écologique ainsi que la multifonctionnalité seraient toutes trois négativement associées à la vulnérabilité sociale.

Cette question a été testée sur un réseau de 48 boisés répartis sur trois des îles principales de l'archipel d'Hochelaga, au centre de la région métropolitaine de Montréal. Pour chaque boisé, j'ai évalué la valeur biotique de la végétation, suivant une méthode d'évaluation de l'intégrité écologique développée spécifiquement pour les grands parcs de la ville de Montréal (Lajeunesse et al., 1995). J'ai ensuite estimé leur contribution individuelle à la connectivité des habitats forestiers à l'échelle du paysage, selon la méthode du *effective mesh size* (Deslauriers et al., 2018; Jaeger, 2000). J'ai également évalué leur capacité à fournir plusieurs services écosystémiques à la fois (i.e. multifonctionnalité) en quantifiant leur stockage de carbone, leur effet refroidissant de la température ambiante, ainsi que leur capacité de rétention d'eau dans les sols. Finalement, j'ai dressé le portrait socio-économique de la population humaine vivant dans un rayon de 300 mètres autour des boisés en évaluant leur vulnérabilité à l'aide de l'indice canadien de défavorisation multiple (Statistics Canada, 2023). Pour chacun des quatre objectifs de conservation, les boisés ont été ordonnés selon leur priorité de conservation et ces priorisations ont été comparées entre elles.

3.2 Résultats principaux et perspectives de gestion

Le résultat le plus saillant de l'étude révèle une association négative entre l'intégrité écologique et la vulnérabilité sociale, c'est-à-dire que leurs priorités de conservation sont inverses. Ceci signifie que les plans de gestion principalement centrés sur la préservation de l'intégrité écologique concentrent leurs actions dans les quartiers les plus privilégiés et, par le fait même, contribuent activement à perpétuer les iniquités environnementales. Des compromis doivent donc être réalisés entre l'intégrité écologique et la vulnérabilité sociale.

Mis à part ce cas, aucune autre association, positive ou négative, n'a été détectée entre les paires d'objectifs de conservation. Cette absence d'association indique qu'il est impossible d'assumer que la maximisation de tous les objectifs puisse être obtenue par l'adoption d'un seul objectif en tant qu'objectif « parapluie ». Cependant, étant donné que les objectifs ne prennent pas des directions complètement opposées, cela signifie également qu'il est possible d'identifier des zones où

plusieurs objectifs peuvent être optimisés conjointement. En tenant compte de ces résultats, le développement de mesures d'implémentation claires pour chacun des objectifs étudiés sont nécessaires afin d'éviter la perte de certains d'entre eux.

ANNEXE A.

MÉTHODE DU CHAPITRE II

Table A.1 Woodland patches location and size.

Id	Name	Island	Area (ha)	Latitude	Longitude
1	Réserve Molson	Perrot	59.47	45°23'41.79"	73°58'32.45"
2	Parc Senneville	Montréal	28.69	45°25'03.24"	73°57'19.16"
3	Parc de la Pointe-aux-Prairies (secteur Rivière-des-Prairies)	Montréal	84.48	45°41'31.44"	73°30'45.61"
4	Centre Notre-Dame de Fatima	Perrot	5.87	45°21'46.51"	73°55'22.17"
5	Golf Elm Ridge	Bizard	8.63	45°29'31.14"	73°55'34.21"
6	Parc-nature de l'Anse-à-l'Orme	Montréal	74.09	45°26'33.09"	73°54'57.65"
7	Bois du Domaine	Perrot	29.36	45°23'29.16"	73°54'19.60"
8	Golf Royal	Bizard	77.45	45°29'06.60"	73°54'21.70"
9	Parc-nature du Bois-de l'Île-Bizard (secteur Pointe-aux-Carrières)	Bizard	7.41	45°30'54.74"	73°53'58.95"
10	Bois Pointe-du-Moulin	Perrot	22.51	45°21'57.49"	73°52'54.07"
11	Parc des Rainettes	Perrot	11.42	45°21'38.95"	73°52'52.15"
12	Parc-nature du Bois-de l'Île-Bizard	Bizard	216.12	45°30'41.89"	73°52'42.97"
13	Golf Atlantide	Perrot	12.38	45°22'15.05"	73°52'11.99"
14	Parc-nature du Bois-de l'Île-Bizard (secteur les Rapides)	Bizard	3.07	45°31'04.67"	73°51'54.85"
15	Parc Duval	Montréal	2.69	45°28'03.30"	73°51'52.08"
16	Parc Graham	Montréal	2.01	45°28'43.60"	73°50'54.16"
17	Parc des Arbres	Montréal	3.72	45°30'51.60"	73°50'45.73"
18	Lieu vacant Hervey	Montréal	14.75	45°27'35.02"	73°50'23.51"
19	Parc Aragon	Montréal	0.77	45°29'46.88"	73°50'14.05"
20	Parc Frédérick T. Wilson	Montréal	2.81	45°29'36.88"	73°49'57.23"

21	Cedar Parc Heights	Montréal	2.86	45°26'42.77"	73°49'26.35"
22	Parc de l'Île de Roxboro	Montréal	10.31	45°30'48.77"	73°49'22.82"
23	Parc du centenaire	Montréal	14.32	45°29'08.09"	73°49'15.76"
24	Parc naturel Terra-Cotta	Montréal	27.43	45°27'06.61"	73°48'25.94"
25	Parc du Boisé	Montréal	3.44	45°30'14.59"	73°47'29.28"
26	Lieu vacant Ponner	Montréal	8.81	45°27'39.58"	73°47'04.24"
27	Parc-nature du Bois-de-Liesse	Montréal	93.00	45°29'45.40"	73°46'25.12"
28	Parc Bernard-Belleau	Montréal	10.51	45°28'27.90"	73°45'42.25"
29	Parc-nature du Bois-de-Saraguay	Montréal	67.04	45°30'56.58"	73°44'29.61"
30	Parc de Beauséjour	Montréal	5.34	45°31'38.06"	73°43'56.40"
31	Parc Marcel-Laurin	Montréal	14.55	45°30'20.66"	73°42'27.55"
32	Parc de la Merci	Montréal	4.66	45°32'45.94"	73°41'57.27"
33	Parc Pierre-Elliott-Trudeau	Montréal	4.49	45°28'33.12"	73°40'23.56"
34	Parc-nature de l'Île-de-la-Visitation	Montréal	7.73	45°34'38.06"	73°39'44.33"
35	Parc du Boisé-de-Saint-Sulpice	Montréal	5.40	45°33'16.08"	73°38'22.81"
36	Bois Summit	Montréal	23.50	45°29'32.71"	73°36'27.16"
37	Parc Angrignon	Montréal	62.12	45°26'33.22"	73°36'14.34"
38	Parc Sainte-Marthe	Montréal	1.81	45°38'20.44"	73°36'01.94"
39	Parc Armand-Bombardier	Montréal	3.41	45°38'31.35"	73°35'50.78"
40	Parc du Mont-Royal	Montréal	138.32	45°30'13.01"	73°35'47.39"
41	Parc René Masson	Montréal	4.52	45°39'12.24"	73°34'50.23"
42	Parc-nature du Bois-d'Anjou	Montréal	52.96	45°37'53.61"	73°33'57.67"
43	Boisé des Pères	Montréal	6.29	45°34'31.69"	73°33'24.63"

44	Parc Thomas-Chapais	Montréal	11.04	45°36'28.44"	73°32'15.94"
45	Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (secteur du Bois-de-la-Réparation)	Montréal	27.90	45°40'10.45"	73°30'57.02"
46	Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (secteur du Bois-de-l'Héritage)	Montréal	69.36	45°40'44.67"	73°30'41.97"
47	Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (secteur du Fleuve B)	Montréal	26.09	45°40'50.93"	73°29'47.52"
48	Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (secteur du Fleuve A)	Montréal	4.16	45°40'50.93"	73°29'47.52"

Table A.2 General information on the public datasets used for indicators estimation

Data type	Data source	Year of data collection	Reference
Land cover mapping (forest environment)	Ecoforestry information system 4 th inventory	2006-2014	(ECCC and MDDELCC, 2018)
Plant shade tolerance	TRY database, KEW database, literature	-	(Belluau et al., 2023)
Land surface temperature	Landsat-8 imagery, temperature measurements, Shuttle Radar Topography Mission, Digital Elevation Models (Natural Resources Canada), Géobase du réseau hydrographique du Québec (Gouvernement du Québec), National Hydro Network (Government of Canada)	2013-2014	(INSPQ, 2022)
Canadian Index of Multiple Deprivation (Québec)	Census of Population microdata	2016	(Statistics Canada, 2023)
Population counts	Census of Population	2016	(Statistics Canada, 2022)
Dissemination area boundary files	Census Boundary Files	2016	(Statistics Canada, 2021)

Table A.3 Shade tolerance values assigned to species absent from the Tree Trait Task Force (3tF) - Tree Functional Trait database (Belluau et al., 2023). Shade tolerance values were assigned by Alain Paquette.

Species	Shade tolerance value
<i>Acer ×freemanii</i>	1 (low)
<i>Acer ginnala</i>	1 (low)
<i>Carpinus caroliniana</i> ssp. <i>virginiana</i>	5 (high)
<i>Crataegus punctata</i>	1 (low)
<i>Crataegus</i> spp.	1 (low)
<i>Malus pumila</i>	1 (low)
<i>Populus ×jackii</i>	1 (low)
<i>Salix amygdaloides</i>	1 (low)
<i>Salix fragilis</i>	1 (low)
<i>Tilia × europaea</i>	5 (high)

ANNEXE B.

RÉSULTATS ADDITIONNELS DU CHAPITRE II

Table B.1 Conservation priority ranks of urban woodlands for different conservation goals. Smaller ranks correspond to higher priority (1 is the highest conservation priority, whereas 50 is the lowest). If two woodlands scored the exact same value for one of the goals, they were assigned the same rank, and the following rank was skipped.

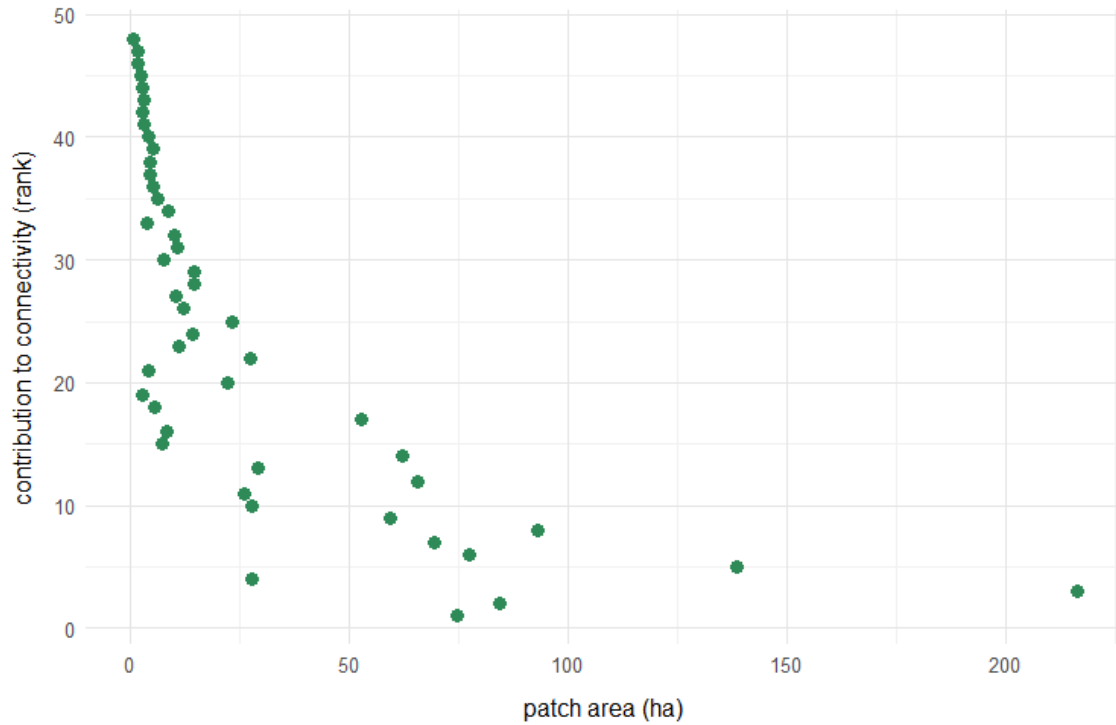
Woodland ID	Woodland name	Connectivity	Ecological integrity	Multifunctionality of ecosystem services	Social vulnerability
1	Réserve Molson	9	18	26	35
2	Parc Senneville	4	30	16	20
3	Parc de la Pointe-aux-Prairies (secteur Rivière-des-Prairies)	2	19	31	21
4	Centre Notre-Dame de Fatima	18	40	45	31
5	Golf Elm Ridge	16	37	46	25
6	Parc-nature de l'Anse-à-l'Orme	1	6	27	36
7	Bois du Domaine	13	17	24	28
8	Golf Royal	6	16	33	27
9	Parc-nature du Bois-de l'Île-Bizard (secteur Pointe-aux-Carrières)	15	12	34	32
10	Bois Pointe-du-Moulin	20	13	35	29
11	Parc des Rainettes	23	22	39	30
12	Parc-nature du Bois-de l'Île-Bizard	3	14	32	42
13	Golf Atlantide	26	20	47	23
14	Parc-nature du Bois-de l'Île-Bizard (secteur les Rapides)	19	25	15	39
15	Parc Duval	45	1	28	46
16	Parc Graham	46	10	37	24
17	Parc des Arbres	33	4	43	15

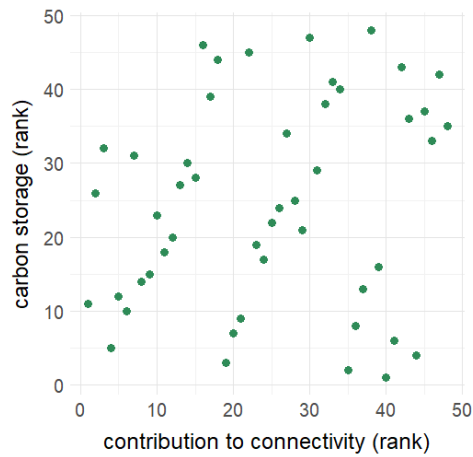
18	Lieu vacant Hervey	28	11	25	26
19	Parc Aragon	48	8	30	47
20	Parc Frédérick T. Wilson	42	23	23	48
21	Cedar Parc Heights	44	31	13	38
22	Parc de l'Île de Roxboro	32	46	22	8
23	Parc du centenaire	24	3	10	45
24	Parc naturel Terra-Cotta	22	36	41	13
25	Parc du Boisé	41	26	5	14
26	Lieu vacant Ponner	34	43	36	37
27	Parc-nature du Bois-de-Liesse	8	5	8	11
28	Parc Bernard-Belleau	27	39	29	19
29	Parc-nature du Bois-de-Saraguay	12	7	12	41
30	Parc de Beauséjour	36	27	11	10
31	Parc Marcel-Laurin	29	45	4	18
32	Parc de la Merci	37	38	21	5
33	Parc Pierre-Elliott-Trudeau	40	2	1	40
34	Parc-nature de l'Île-de-la-Visitation	30	44	48	6
35	Parc du Boisé-de-Saint-Sulpice	39	23	2	23
36	Bois Summit	25	29	42	2
37	Parc Angrignon	14	15	6	3
38	Parc Sainte-Marthe	47	47	40	1
39	Parc Armand-Bombardier	43	48	18	4
40	Parc du Mont-Royal	5	35	38	12

41	Parc René Masson	38	41	44	16
42	Parc-nature du Bois-d'Anjou	17	28	14	17
43	Boisé des Pères	35	21	20	9
44	Parc Thomas-Chapais	31	9	17	7
45	Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (secteur du Bois-de-la-Réparation)	10	32	19	22
46	Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (secteur du Bois-de-l'Héritage)	7	34	9	34
47	Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (secteur du Fleuve B)	11	42	3	43
48	Parc-nature de la Pointe-aux-Prairies (secteur du Fleuve A)	21	33	7	44

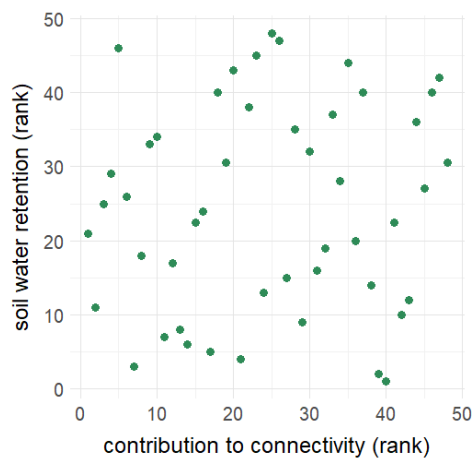
Table B.2 Spearman correlation coefficients and p values between the priorities of conservation goals in pairs

	Connectivity	Ecological integrity	Multifunctionality of ES	Social vulnerability
Connectivity	1	0.11 (0.4670)	0.01 (0.9644)	-0.10 (0.4795)
Ecological integrity		1	0.12 (0.3993)	-0.38 (0.0082)
Multifunctionality of ES			1	-0.18 (0.2249)
Social vulnerability				1

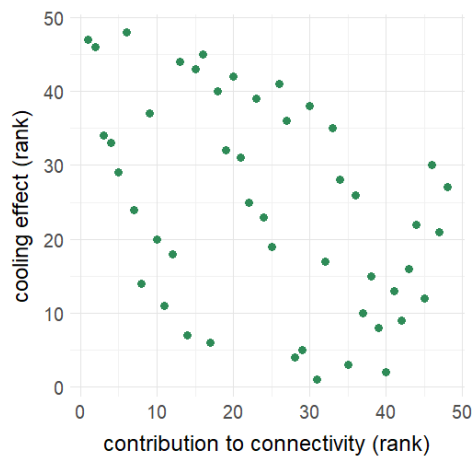




$\rho = 0.20$
(p value = 0.1830)



$\rho = 0.10$
(p value = 0.4889)



$\rho = -0.45$
(p value = 0.0013)

Figure B.2 Associations between individual ecosystem services and contribution to connectivity. All variables are ranked. Smaller ranks correspond to higher priority (1 is the highest conservation priority, whereas 50 is the lowest). Coefficients to the right of the scatter plots are the Spearman ranked coefficients between connectivity and each ecosystem service.

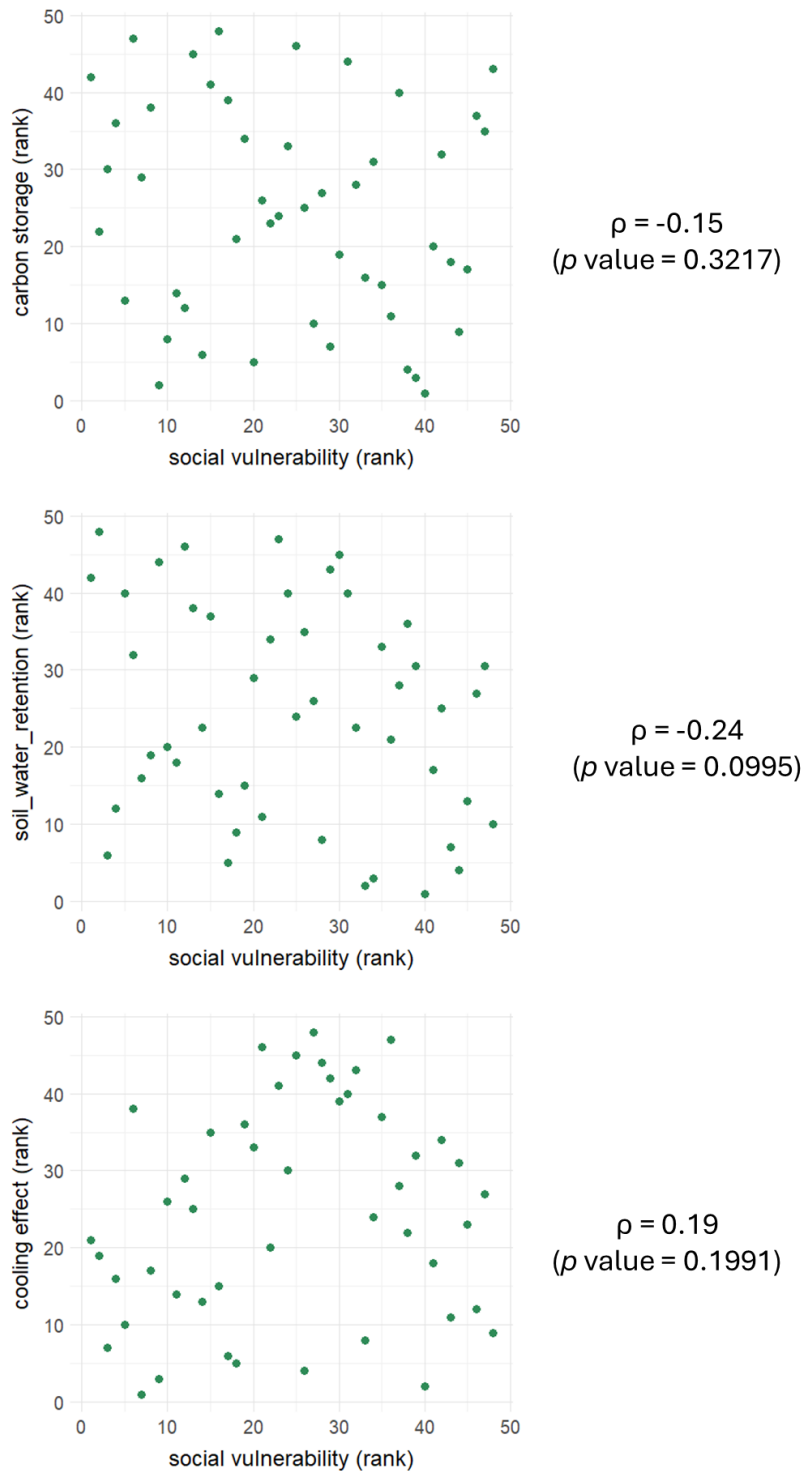


Figure B.3 Associations between individual ecosystem services and social vulnerability. All variables are ranked. Smaller ranks correspond to higher priority (1 is the highest conservation priority, whereas 50 is the lowest). Coefficients to the right of the scatter plots are the Spearman ranked coefficients between connectivity and each ecosystem service.

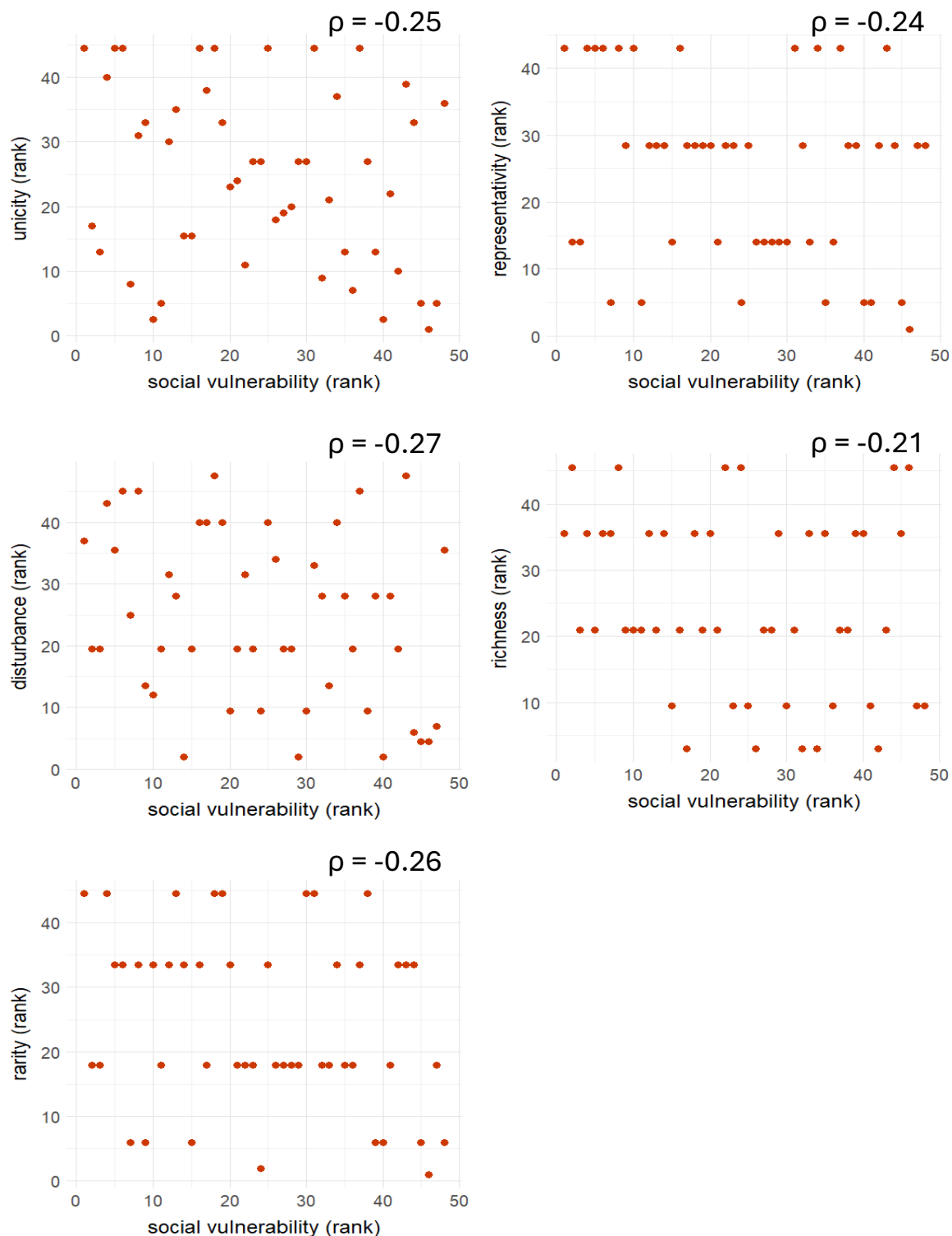


Figure B.4 Associations between individual dimensions of ecological integrity and social vulnerability. All variables are ranked. Smaller ranks correspond to higher priority (1 is the highest conservation priority, whereas 50 is the lowest). Correlation coefficients are specified on the upper-right of each graph and are all non-significant (p value > 0.05).

RÉFÉRENCES

- Abercrombie, L. C., Sallis, J. F., Conway, T. L., Frank, L. D., Saelens, B. E., & Chapman, J. E. (2008). Income and Racial Disparities in Access to Public Parks and Private Recreation Facilities. *American Journal of Preventive Medicine*, 34(1), 9-15.
<https://doi.org/10.1016/j.amepre.2007.09.030>
- Adams, L. W. (2005). Urban wildlife ecology and conservation: A brief history of the discipline. *Urban Ecosystems*, 8(2), 139-156. <https://doi.org/10.1007/s11252-005-4377-7>
- Allegretto, G., Kendal, D., & Flies, E. J. (2022). A systematic review of the relationship between urban forest quality and socioeconomic status or race. *Urban Forestry & Urban Greening*, 74, 127664. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127664>
- Anderson, B. J., Armsworth, P. R., Eigenbrod, F., Thomas, C. D., Gillings, S., Heinemeyer, A., Roy, D. B., & Gaston, K. J. (2009). Spatial covariance between biodiversity and other ecosystem service priorities. *Journal of Applied Ecology*, 46(4), 888-896.
<https://doi.org/10.1111/j.1365-2664.2009.01666.x>
- Angelovski, I., Connolly, J. J. T., Cole, H., Garcia-Lamarca, M., Triguero-Mas, M., Baró, F., Martin, N., Conesa, D., Shokry, G., del Pulgar, C. P., Ramos, L. A., Matheney, A., Gallez, E., Oscilowicz, E., Máñez, J. L., Sarzo, B., Beltrán, M. A., & Minaya, J. M. (2022). Green gentrification in European and North American cities. *Nature Communications*, 13(1), Article 1. <https://doi.org/10.1038/s41467-022-31572-1>
- Angelovski, I., Connolly, J. J. T., Masip, L., & Pearsall, H. (2018). Assessing green gentrification in historically disenfranchised neighborhoods : A longitudinal and spatial analysis of Barcelona. *Urban Geography*, 39(3), 458-491.
<https://doi.org/10.1080/02723638.2017.1349987>
- Archiciński, P., Przybysz, A., Sikorska, D., Wińska-Krysiak, M., Da Silva, A. R., & Sikorski, P. (2024). Conservation Management Practices for Biodiversity Preservation in Urban Informal Green Spaces : Lessons from Central European City. *Land*, 13(6), Article 6.
<https://doi.org/10.3390/land13060764>
- Aronson, M. F. J., Sorte, F. A. L., Nilon, C. H., Katti, M., Goddard, M. A., Lepczyk, C. A., Warren, P. S., Williams, N. S. G., Cilliers, S., Clarkson, B., Dobbs, C., Dolan, R., Hedblom, M., Klotz, S., Kooijmans, J. L., Kühn, I., MacGregor-Fors, I., McDonnell, M.,

- Mörtberg, U., ... Winter, M. (2014). A global analysis of the impacts of urbanization on bird and plant diversity reveals key anthropogenic drivers. *Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2013.3330>
- Avolio, M., Pataki, D. E., Gillespie, T., Jenerette, G. D., McCarthy, H. R., Pincetl, S., & Weller-Clarke, L. (2015). Tree diversity in southern California's urban forest : The interacting roles of social and environmental variables. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 3. <https://doi.org/10.3389/fevo.2015.00073>
- Aznarez, C., Svenning, J.-C., Pacheco, J. P., Have Kallesøe, F., Baró, F., & Pascual, U. (2023). Luxury and legacy effects on urban biodiversity, vegetation cover and ecosystem services. *Npj Urban Sustainability*, 3(1), 1-11. <https://doi.org/10.1038/s42949-023-00128-7>
- Ball, I. R., & Possingham, H. (2000). Marxan. *University of Queensland, Brisbane, Australia*. <https://library.dbca.wa.gov.au/static/FullTextFiles/920901.022.pdf>
- Bastian, O., Haase, D., & Grunewald, K. (2012). Ecosystem properties, potentials and services – The EPPS conceptual framework and an urban application example. *Ecological Indicators*, 21, 7-16. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2011.03.014>
- Beazley, K., & Turner, K. (2004). An exploration of issues and values inherent in the concept of ecological integrity. *Environments*, 32(2), 45.
- Behnisch, M., Krüger, T., & Jaeger, J. A. G. (2022). Rapid rise in urban sprawl : Global hotspots and trends since 1990. *PLOS Sustainability and Transformation*, 1(11), e0000034. <https://doi.org/10.1371/journal.pstr.0000034>
- Belluau, M., Bouchard, Déziel, M., Mordacq, O., Messier, C. et Paquette, A. (2023). Tree Trait Task Force (3TF) - Tree Functional Trait Database. Dataset. <https://doi.org/10.6084/m9.figshare.14039504.v4>
- Bennett, E. M., Peterson, G. D., & Gordon, L. J. (2009). Understanding relationships among multiple ecosystem services. *Ecology Letters*, 12(12), 1394-1404. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01387.x>
- Bergeron, A. (2020). *Effets temporels et multi-échelles de l'urbanisation sur la diversité floristique et fonctionnelle des boisés*. <http://hdl.handle.net/1866/25607>

- Bianchi, F. J. J. A., Schellhorn, N. A., Buckley, Y. M., & Possingham, H. P. (2010). Spatial variability in ecosystem services : Simple rules for predator-mediated pest suppression. *Ecological Applications*, 20(8), 2322-2333. <https://doi.org/10.1890/09-1278.1>
- Birouste, M., Kazakou, E., Blanchard, A., & Roumet, C. (2012). Plant traits and decomposition : Are the relationships for roots comparable to those for leaves? *Annals of Botany*, 109(2), 463-472. <https://doi.org/10.1093/aob/mcr297>
- Bodin, Ö., Tengö, M., Norman, A., Lundberg, J., & Elmqvist, T. (2006). The Value Of Small Size : Loss Of Forest Patches And Ecological Thresholds In Southern Madagascar. *Ecological Applications*, 16(2), 440-451. [https://doi.org/10.1890/1051-0761\(2006\)016\[0440:TVOSSL\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1890/1051-0761(2006)016[0440:TVOSSL]2.0.CO;2)
- Brack, C. L. (2002). Pollution mitigation and carbon sequestration by an urban forest. *Environmental pollution*, 116, S195-S200.
- Brandt, J., & Vejre, H. (2004). Multifunctional landscapes-motives, concepts and perceptions. In *Multifunctional Landscapes : Volume 1 Theory, Values and History* (p. 3-32). WIT press. https://forskning.ruc.dk/files/40912292/Multifunctional_landscapes_motives_concepts_and_perspectives.pdf
- Braubach, M., & Fairburn, J. (2010). Social inequities in environmental risks associated with housing and residential location—A review of evidence. *European Journal of Public Health*, 20(1), 36-42. <https://doi.org/10.1093/eurpub/ckp221>
- Bravo, M. A., Anthopolos, R., Bell, M. L., & Miranda, M. L. (2016). Racial isolation and exposure to airborne particulate matter and ozone in understudied US populations : Environmental justice applications of downscaled numerical model output. *Environment International*, 92-93, 247-255. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2016.04.008>
- Brouillet L, Desmet P, Coursol F, Meades SJ, Favreau M, Anions M, Bélisle P, Gendreau C, Shorthouse D, and contributors (2010+). Database of Vascular Plants of Canada (VASCAN). Online at <http://data.canadensys.net/vascan> and <http://www.gbif.org/dataset/3f8a1297-3259-4700-91fc-acc4170b27ce>, released on 2010-12-10. Version [xx]. GBIF key: 3f8a1297-3259-4700-91fc-acc4170b27ce. Data paper ID: doi: <http://doi.org/10.3897/phytokeys.25.3100> [accessed on [2024-11-08]]

- Boulfroy, E., J. Khaldoune, F. Grenon, R. Fournier et B. Talbot. 2013. Conservation des îlots de fraîcheur urbains - Description de la méthode suivie pour identifier et localiser les îlots de fraîcheur et de chaleur (méthode en 9 niveaux). CERFO et Université de Sherbrooke. Rapport 2012-11c. 40 pages.
- Buron, R., Hostetler, M. E., & Andreu, M. (2022). Urban forest fragments vs residential neighborhoods : Urban habitat preference of migratory birds. *Landscape and Urban Planning*, 227, 104538. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104538>
- Calderón-Argelich, A., Benetti, S., Anguelovski, I., Connolly, J. J. T., Langemeyer, J., & Baró, F. (2021). Tracing and building up environmental justice considerations in the urban ecosystem service literature : A systematic review. *Landscape and Urban Planning*, 214, 104130. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2021.104130>
- Cardinale, B. J., Duffy, J. E., Gonzalez, A., Hooper, D. U., Perrings, C., Venail, P., Narwani, A., Mace, G. M., Tilman, D., & Wardle, D. A. (2012). Biodiversity loss and its impact on humanity. *Nature*, 486(7401), 59-67.
- Cardou, F., Aubin, I., Lapointe, M., & Shipley, B. (2022). Multifunctionality in practice : Measuring differences in urban woodland ecosystem properties via functional traits. *Urban Forestry & Urban Greening*, 68, 127453. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127453>
- CBD. (2022). Decision adopted by the conference of the parties on the convention on biological diversity 15/4. Kunming-Montreal Global Biodiversity Framework. <https://www.cbd.int/doc/decisions/cop-15/cop-15-dec-04-en.pdf>.
- Chan, N. W., Ku-Mahamud, K., Karim, M. Z., Lee, L. K., & Bong, C. (2016). Hydrological cycle and cities. *Sustain Urban Dev Textbook*, 95-104.
- Chan, L., Hillel, O., Werner, P., Holman, N., Coetzee, I., Galt, R., and Elmqvist, T. 2021 Handbook on the Singapore Index on Cities' Biodiversity (also known as the City Biodiversity Index). Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity and Singapore: National Parks Board, Singapore. 70 p.
- Chave, J., Coomes, D., Jansen, S., Lewis, S. L., Swenson, N. G., & Zanne, A. E. (2009). Towards a worldwide wood economics spectrum. *Ecology Letters*, 12(4), 351-366. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01285.x>

- Clarke, L. W., Jenerette, G. D., & Davila, A. (2013). The luxury of vegetation and the legacy of tree biodiversity in Los Angeles, CA. *Landscape and Urban Planning*, 116, 48-59.
- Coleman, D. C., Geisen, S., & Wall, D. H. (2024). Chapter 5 - Soil fauna : Occurrence, biodiversity, and roles in ecosystem function. In E. A. Paul & S. D. Frey (Éds.), *Soil Microbiology, Ecology and Biochemistry (Fifth Edition)* (p. 131-159). Elsevier. <https://doi.org/10.1016/B978-0-12-822941-5.00005-3>
- Conway, T. M., Almas, A. D., & Coore, D. (2019). Ecosystem services, ecological integrity, and native species planting : How to balance these ideas in urban forest management? *Urban Forestry & Urban Greening*, 41, 1-5. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.03.006>
- Cook, M. (2022). Using urban woodlands and forests as places for improving the mental well-being of people with dementia. In *Leisure and Wellbeing*. Routledge.
- Costanza, R., d'Arge, R., De Groot, R., Farber, S., Grasso, M., Hannon, B., Limburg, K., Naeem, S., O'Neill, R. V., & Paruelo, J. (1997). The value of the world's ecosystem services and natural capital. *nature*, 387(6630), 253-260.
- Coutts, C., Horner, M., & Chapin, T. (2010). Using geographical information system to model the effects of green space accessibility on mortality in Florida. *Geocarto International*, 25(6), 471-484. <https://doi.org/10.1080/10106049.2010.505302>
- Croci, S., Butet, A., Georges, A., Aguejidad, R., & Clergeau, P. (2008). Small urban woodlands as biodiversity conservation hot-spot : A multi-taxon approach. *Landscape Ecology*, 23, 1171-1186. <https://doi.org/10.1007/s10980-008-9257-0>
- Crooks, K. R., & Sanjayan, M. (2006). Connectivity conservation : Maintaining connections for nature. In K. R. Crooks & M. Sanjayan (Éds.), *Connectivity Conservation* (1^{re} éd., p. 1-20). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.001>
- Crouse, D., Goldberg, M., & Ross, N. (2009). Double Burden of Deprivation and High Concentrations of Ambient Air Pollution at the Neighbourhood Scale in Montreal, Canada. *Epidemiology*, 20(6), S17. <https://doi.org/10.1097/01.ede.0000362228.48801.5a>

- Cumming, G. S., Magris, R. A., & Maciejewski, K. (2022). Quantifying cross-scale patch contributions to spatial connectivity. *Landscape Ecology*, 37(9), 2255-2272. <https://doi.org/10.1007/s10980-022-01497-7>
- Dansereau, P., McNichols, F., Arros, J., Waltz, D., & Université de Montréal Institut botanique. (1959). *Phytogeographia laurentiana : II. The Principal plant associations of the Saint Lawrence Valley*. Institut botanique de l'Université de Montréal.
- De Pauw, K., Depauw, L., Calders, K., Caluwaerts, S., Cousins, S. A., De Lombaerde, E., Diekmann, M., Frey, D., Lenoir, J., & Meeussen, C. (2023). Urban forest microclimates across temperate Europe are shaped by deep edge effects and forest structure. *Agricultural and Forest Meteorology*, 341, 109632.
- Deslauriers, M. R., Asgary, A., Nazarnia, N., & Jaeger, J. A. (2018). Implementing the connectivity of natural areas in cities as an indicator in the City Biodiversity Index (CBI). *Ecological Indicators*, 94, 99-113.
- Devictor, V., Julliard, R., Clavel, J., Jiguet, F., Lee, A., & Couvet, D. (2008). Functional biotic homogenization of bird communities in disturbed landscapes. *Global Ecology and Biogeography*, 17(2), 252-261. <https://doi.org/10.1111/j.1466-8238.2007.00364.x>
- Diez, J. M., D'Antonio, C. M., Dukes, J. S., Grosholz, E. D., Olden, J. D., Sorte, C. J., Blumenthal, D. M., Bradley, B. A., Early, R., Ibáñez, I., Jones, S. J., Lawler, J. J., & Miller, L. P. (2012). Will extreme climatic events facilitate biological invasions? *Frontiers in Ecology and the Environment*, 10(5), 249-257. <https://doi.org/10.1890/110137>
- Díaz, S., & Cabido, M. (2001). Vive la différence : Plant functional diversity matters to ecosystem processes. *Trends in ecology & evolution*, 16(11), 646-655.
- Dobbs, C., Escobedo, F. J., & Zipperer, W. C. (2011). A framework for developing urban forest ecosystem services and goods indicators. *Landscape and Urban Planning*, 99(3-4), 196-206. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2010.11.004>
- Dobbs, C., Kendal, D., & Nitschke, C. R. (2014). Multiple ecosystem services and disservices of the urban forest establishing their connections with landscape structure and sociodemographics. *Ecological Indicators*, 43, 44-55. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2014.02.007>

- Downey, L. (2005). Assessing Environmental Inequality : How the Conclusions We Draw Vary According to the Definitions We Employ. *Sociological Spectrum*, 25(3), 349-369. <https://doi.org/10.1080/027321790518870>
- Du, H., Cai, W., Xu, Y., Wang, Z., Wang, Y., & Cai, Y. (2017). Quantifying the cool island effects of urban green spaces using remote sensing Data. *Urban Forestry & Urban Greening*, 27, 24-31. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2017.06.008>
- Du, H., Wang, D., Wang, Y., Zhao, X., Qin, F., Jiang, H., & Cai, Y. (2016). Influences of land cover types, meteorological conditions, anthropogenic heat and urban area on surface urban heat island in the Yangtze River Delta Urban Agglomeration. *Science of The Total Environment*, 571, 461-470. <https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2016.07.012>
- Dunn, R. R., Gavin, M. C., Sanchez, M. C., & Solomon, J. N. (2006). The pigeon paradox : Dependence of global conservation on urban nature. *Conservation biology*, 1814-1816.
- Dupras, J., Marull, J., Parcerisas, L., Coll, F., Gonzalez, A., Girard, M., & Tello, E. (2016). The impacts of urban sprawl on ecological connectivity in the Montreal Metropolitan Region. *Environmental Science & Policy*, 58, 61-73. <https://doi.org/10.1016/j.envsci.2016.01.005>
- ECCC and MDDELCC. 2018. Land cover mapping of the St. Lawrence Lowlands, circa 2014. Environment and Climate Change Canada and Ministère du Développement durable, de l'Environnement et de la Lutte contre les changements climatiques, St. Lawrence Action Plan, Québec, 49 p.
- Economy Division (2022). *Call for Financing Nature for Sustainable Cities and Regions*. <https://wedocs.unep.org/20.500.11822/41416>.
- Elmqvist, T., Fragkias, M., Goodness, J., Güneralp, B., Marcotullio, P. J., McDonald, R. I., Parnell, S., Schewenius, M., Sendstad, M., & Seto, K. C. (2013). *Urbanization, biodiversity and ecosystem services : Challenges and opportunities: a global assessment*. Springer Nature. https://library.oapen.org/bitstream/handle/20.500.12657/28058/1/2013_Book_UrbanizationBiodiversityAndEco.pdf
- Elze, S., & Banzhaf, E. (2022). High-precision monitoring of urban structures to understand changes in multiple ecosystem services. *Urban Forestry & Urban Greening*, 73, 127616. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127616>

- Faeth, S. H., Bang, C., & Saari, S. (2011). Urban biodiversity : Patterns and mechanisms. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1223(1), 69-81.
- Faeth, S. H., Warren, P. S., Shochat, E., & Marussich, W. A. (2005). Trophic Dynamics in Urban Communities. *BioScience*, 55(5), 399-407. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2005\)055\[0399:TDIUC\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2005)055[0399:TDIUC]2.0.CO;2)
- Fahrig, L. (2017). Ecological Responses to Habitat Fragmentation Per Se. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 48(1), 1-23. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-110316-022612>
- Fahrig, L., Arroyo-Rodríguez, V., Bennett, J. R., Boucher-Lalonde, V., Cazetta, E., Currie, D. J., Eigenbrod, F., Ford, A. T., Harrison, S. P., & Jaeger, J. A. (2019). Is habitat fragmentation bad for biodiversity? *Biological Conservation*, 230, 179-186.
- Fernández, I. C., Koplow-Villavicencio, T., & Montoya-Tangarife, C. (2023). Urban environmental inequalities in Latin America : A scoping review. *World Development Sustainability*, 2, 100055. <https://doi.org/10.1016/j.wds.2023.100055>
- Fernández-Álvarez, R. (2017). Inequitable distribution of green public space in Mexico City : An environmental injustice case. *Economía, sociedad y territorio*, 17(54), 399-428.
- Fiedler, P. L., White, P. S., & Leidy, R. A. (1997). The Paradigm Shift in Ecology and Its Implications for Conservation. In S. T. A. Pickett, R. S. Ostfeld, M. Shachak, & G. E. Likens (Éds.), *The Ecological Basis of Conservation : Heterogeneity, Ecosystems, and Biodiversity* (p. 83-92). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4615-6003-6_9
- Fletcher, R. J., Smith, T. A. H., Kortessis, N., Bruna, E. M., & Holt, R. D. (2023). Landscape experiments unlock relationships among habitat loss, fragmentation, and patch-size effects. *Ecology*, 104(5), e4037. <https://doi.org/10.1002/ecy.4037>
- Fornal-Pieniak, B., Ollick, M., & Schwerk, A. (2019). Impact of different levels of anthropogenic pressure on the plant species composition in woodland sites. *Urban Forestry & Urban Greening*, 38, 295-304. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2019.01.013>
- Fung, C. K., & Jim, C. Y. (2019). Microclimatic resilience of subtropical woodlands and urban-forest benefits. *Urban Forestry & Urban Greening*, 42, 100-112.

- Gaston, K. J. (2010). *Urban Ecology*. Oxford University Press.
- Gilbert-Norton, L., Wilson, R., Stevens, J. R., & Beard, K. H. (2010). A meta-analytic review of corridor effectiveness. *Conservation Biology: The Journal of the Society for Conservation Biology*, 24(3), 660-668. <https://doi.org/10.1111/j.1523-1739.2010.01450.x>
- Godefroid, S., & Koedam, N. (2003). How important are large vs. Small forest remnants for the conservation of the woodland flora in an urban context? *Global ecology and biogeography*, 12(4), 287-298.
- González, C. (2023). Evolution of the concept of ecological integrity and its study through networks. *Ecological Modelling*, 476, 110224. <https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110224>
- Gosselin, J., Grondin, P., and Saucier, J.-P. (2000). Rapport de classification écologique du domaine bioclimatique de l'érablière à caryer cordiforme. Ministère des Ressources naturelles du Québec, Direction des inventaires forestiers.
- Grant, A., Millward, A. A., & Edge, S. (2023). Pursuit of environmental justice in urban forest planning and practice. *Frontiers in Sustainable Cities*, 5, 1233878.
- Grant, A., Millward, A. A., Edge, S., Roman, L. A., & Teelucksingh, C. (2022). Where is environmental justice? A review of US urban forest management plans. *Urban Forestry & Urban Greening*, 77, 127737. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127737>
- Gratton, L. (2001). *TPOLOGIE DES ÉRABLIÈRES À CARYER CORDIFORME ET DES ÉRABLIÈRES ARGENTÉES Reconnaissance des exemples d'écosystèmes forestiers exceptionnels*. <https://diffusion.mern.gouv.qc.ca/public/Biblio/Mono/2024/04/1315951.pdf>
- Grineski, S. E., Collins, T. W., & Morales, D. X. (2017). Asian Americans and disproportionate exposure to carcinogenic hazardous air pollutants : A national study. *Social Science & Medicine*, 185, 71-80. <https://doi.org/10.1016/j.socscimed.2017.05.042>
- Groot, R., Wilson, M., & Boumans, R. (2002). A Typology for the Classification Description and Valuation of Ecosystem Functions, Goods and Services. *Ecol Econ*, 41. [https://doi.org/10.1016/S0921-8009\(02\)00089-7](https://doi.org/10.1016/S0921-8009(02)00089-7)

- Gross, N., Le Bagousse-Pinguet, Y., Liancourt, P., Berdugo, M., Gotelli, N. J., & Maestre, F. T. (2017). Functional trait diversity maximizes ecosystem multifunctionality. *Nature ecology & evolution*, 1(5), 0132. <https://doi.org/10.1038/s41559-017-0132>
- Grunewald, K., Bastian, O., Louda, J., Arcidiacono, A., Brzoska, P., Bue, M., Cetin, N. I., Dworczyk, C., Dubova, L., & Fitch, A. (2021). Lessons learned from implementing the ecosystem services concept in urban planning. *Ecosystem Services*, 49, 101273.
- Haase, D., Larondelle, N., Andersson, E., Artmann, M., Borgström, S., Breuste, J., Gomez-Baggethun, E., Gren, Å., Hamstead, Z., Hansen, R., Kabisch, N., Kremer, P., Langemeyer, J., Rall, E. L., McPhearson, T., Pauleit, S., Qureshi, S., Schwarz, N., Voigt, A., ... Elmqvist, T. (2014). A Quantitative Review of Urban Ecosystem Service Assessments : Concepts, Models, and Implementation. *AMBIO*, 43(4), 413-433. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0504-0>
- Habibi, S., & Asadi, N. (2011). Causes, Results and Methods of Controlling Urban Sprawl. *Procedia Engineering*, 21, 133-141. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2011.11.1996>
- Hamberg, L., Lehvävirta, S., & Kotze, D. J. (2009). Forest edge structure as a shaping factor of understorey vegetation in urban forests in Finland. *Forest Ecology and Management*, 257(2), 712-722. <https://doi.org/10.1016/j.foreco.2008.10.003>
- Hansen, R., & Pauleit, S. (2014). From Multifunctionality to Multiple Ecosystem Services? A Conceptual Framework for Multifunctionality in Green Infrastructure Planning for Urban Areas. *AMBIO*, 43(4), 516-529. <https://doi.org/10.1007/s13280-014-0510-2>
- Hanson, J. O., Vincent, J., Schuster, R., Fahrig, L., Brennan, A., Martin, A. E., Hughes, J. S., Pither, R., & Bennett, J. R. (2022). A comparison of approaches for including connectivity in systematic conservation planning. *Journal of Applied Ecology*, 59(10), 2507-2519. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.14251>
- Haque, Md. N., & Sharifi, A. (2024). Who are marginalized in accessing urban ecosystem services? A systematic literature review. *Land Use Policy*, 144, 107266. <https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2024.107266>
- Harrell, Jr F. (2024). *_Hmisc: Harrell Miscellaneous_*. R package version 5.1-2. <<https://CRAN.R-project.org/package=Hmisc>>.

- Heaviside, C., Macintyre, H., & Vardoulakis, S. (2017). The Urban Heat Island : Implications for Health in a Changing Environment. *Current Environmental Health Reports*, 4(3), 296-305. <https://doi.org/10.1007/s40572-017-0150-3>
- Heyman, E., Gunnarsson, B., Stenseke, M., Henningsson, S., & Tim, G. (2011). Openness as a key-variable for analysis of management trade-offs in urban woodlands. *Urban Forestry & Urban Greening*, 10(4), 281-293.
- Hillman, J. R., Lundquist, C. J., & Thrush, S. F. (2018). The Challenges Associated With Connectivity in Ecosystem Processes. *Frontiers in Marine Science*, 5. <https://doi.org/10.3389/fmars.2018.00364>
- Hobbs, R. J., Arico, S., Aronson, J., Baron, J. S., Bridgewater, P., Cramer, V. A., Epstein, P. R., Ewel, J. J., Klink, C. A., Lugo, A. E., Norton, D., Ojima, D., Richardson, D. M., Sanderson, E. W., Valladares, F., Vilà, M., Zamora, R., & Zobel, M. (2006). Novel ecosystems : Theoretical and management aspects of the new ecological world order. *Global Ecology and Biogeography*, 15(1), 1-7. <https://doi.org/10.1111/j.1466-822X.2006.00212.x>
- Hobbs, R. J., Higgs, E., & Harris, J. A. (2009). Novel ecosystems : Implications for conservation and restoration. *Trends in Ecology & Evolution*, 24(11), 599-605. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2009.05.012>
- Hölting, L., Beckmann, M., Volk, M., & Cord, A. F. (2019). Multifunctionality assessments – More than assessing multiple ecosystem functions and services? A quantitative literature review. *Ecological Indicators*, 103, 226-235. <https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2019.04.009>
- Hope, D., Gries, C., Zhu, W., Fagan, W. F., Redman, C. L., Grimm, N. B., Nelson, A. L., Martin, C., & Kinzig, A. (2003). Socioeconomics drive urban plant diversity. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 100(15), 8788-8792. <https://doi.org/10.1073/pnas.1537557100>
- Huang, X., Su, J., Li, S., Liu, W., & Lang, X. (2019). Functional diversity drives ecosystem multifunctionality in a *Pinus yunnanensis* natural secondary forest. *Scientific Reports*, 9(1), 6979.

I-Tree Eco. (s. d.). Consulté 14 septembre 2023, à l'adresse <https://www.itreetools.org/tools/i-tree-eco>

Ives, C. D., Lentini, P. E., Threlfall, C. G., Ikin, K., Shanahan, D. F., Garrard, G. E., Bekessy, S. A., Fuller, R. A., Mumaw, L., Rayner, L., Rowe, R., Valentine, L. E., & Kendal, D. (2016). Cities are hotspots for threatened species. *Global Ecology and Biogeography*, 25(1), 117-126. <https://doi.org/10.1111/geb.12404>

Jaeger, J. (2000). Landscape division, splitting index, and effective mesh size : New measures of landscape fragmentation. *Landscape Ecology*, 15, 115-130. <https://doi.org/10.1023/A:1008129329289>

Jesdale, B. M., Morello-Frosch, R., & Cushing, L. (2013). The Racial/Ethnic Distribution of Heat Risk—Related Land Cover in Relation to Residential Segregation. *Environmental Health Perspectives*, 121(7), 811-817. <https://doi.org/10.1289/ehp.1205919>

Jim, C. Y. (2017). Conservation and Creation of Urban Woodlands. In P. Y. Tan & C. Y. Jim (Éds.), *Greening Cities : Forms and Functions* (p. 307-330). Springer. https://doi.org/10.1007/978-981-10-4113-6_14

Jim, C. Y., & Chan, M. W. (2016). Urban greenspace delivery in Hong Kong : Spatial-institutional limitations and solutions. *Urban Forestry & Urban Greening*, 18, 65-85.

Joassart-Marcelli, P. (2010). Leveling the Playing Field? Urban Disparities in Funding for Local Parks and Recreation in the Los Angeles Region. *Environment and Planning A: Economy and Space*, 42(5), 1174-1192. <https://doi.org/10.1068/a42198>

Johnston, M. (1996). A brief history of urban forestry in the United States. *Arboricultural Journal*, 20. <https://doi.org/10.1080/03071375.1996.9747122>

Kandziora, M., Burkhard, B., & Müller, F. (2013). Interactions of ecosystem properties, ecosystem integrity and ecosystem service indicators—A theoretical matrix exercise. *Ecological indicators*, 28, 54-78.

Kirk, H., Soanes, K., Amati, M., Bekessy, S., Harrison, L., Parris, K., Ramalho, C., van de Ree, R., & Threlfall, C. (2023). Ecological connectivity as a planning tool for the conservation of wildlife in cities. *MethodsX*, 10, 101989. <https://doi.org/10.1016/j.mex.2022.101989>

- Klaus, V. H., & Kiehl, K. (2021). A conceptual framework for urban ecological restoration and rehabilitation. *Basic and Applied Ecology*, 52, 82-94.
<https://doi.org/10.1016/j.baae.2021.02.010>
- Knapp, S., Kühn, I., Stolle, J., & Klotz, S. (2010). Changes in the functional composition of a Central European urban flora over three centuries. *Perspectives in Plant Ecology, Evolution and Systematics*, 12(3), 235-244.
- Kondratyeva, A., Knapp, S., Durka, W., Kühn, I., Vallet, J., Machon, N., Martin, G., Motard, E., Grandcolas, P., & Pavoine, S. (2020). Urbanization effects on biodiversity revealed by a two-scale analysis of species functional uniqueness vs. Redundancy. *Frontiers in Ecology and Evolution*, 8, 73.
- Konijnendijk, C. C. (2005). New Perspectives for Urban Forests. In Kowarik, I., Körner, S. (Ed.), *Wild Urban Woodlands* (pp. 33-45). Springer-Verlag.
- Konijnendijk, C. C. (2018). *The Forest and the City : The Cultural Landscape of Urban Woodland* (Vol. 9). Springer International Publishing. <https://doi.org/10.1007/978-3-319-75076-7>
- Kowarik, I. (2011). Novel urban ecosystems, biodiversity, and conservation. *Environmental Pollution*, 159(8), 1974-1983. <https://doi.org/10.1016/j.envpol.2011.02.022>
- Kowarik, I., & Körner, S. (Éds.). (2005). *Wild Urban Woodlands*. Springer-Verlag.
<https://doi.org/10.1007/b138211>
- Krosby, M., Tewksbury, J., Haddad, N. M., & Hoekstra, J. (2010). Ecological connectivity for a changing climate. *Conservation Biology*, 24(6), 1686-1689.
- Kukkala, A. S., & Moilanen, A. (2017). Ecosystem services and connectivity in spatial conservation prioritization. *Landscape Ecology*, 32(1), 5-14.
<https://doi.org/10.1007/s10980-016-0446-y>
- Kuras, E. R., Warren, P. S., Zinda, J. A., Aronson, M. F. J., Cilliers, S., Goddard, M. A., Nilon, C. H., & Winkler, R. (2020). Urban socioeconomic inequality and biodiversity often converge, but not always : A global meta-analysis. *Landscape and Urban Planning*, 198, 103799. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103799>

- Lajeunesse, D., Domon, G., Drapeau, P., Cogliastro, A., & Bouchard, A. (1995). Development and application of an ecosystem management approach for protected natural areas. *Environmental Management*, 19(4), 481-495. <https://doi.org/10.1007/BF02471962>
- Lambert, M.-C., Ung, C., & Raulier, F. (2005). Canadian national tree aboveground biomass equations. *Canadian Journal of Forest Research-revue Canadienne De Recherche Forestiere - CAN J FOREST RES*, 35, 1996-2018. <https://doi.org/10.1139/x05-112>
- Landry, F., Dupras, J., & Messier, C. (2020). Convergence of urban forest and socio-economic indicators of resilience : A study of environmental inequality in four major cities in eastern Canada. *Landscape and Urban Planning*, 202, 103856. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2020.103856>
- LaPaix, R., & Freedman, B. (2010). Vegetation structure and composition within urban parks of Halifax Regional Municipality, Nova Scotia, Canada. *Landscape and Urban Planning*, 98(2), 124-135.
- LaPaix, R., Harper, K., & Freedman, B. (2012). Patterns of exotic plants in relation to anthropogenic edges within urban forest remnants. *Applied Vegetation Science*, 15(4), 525-535. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2012.01195.x>
- LaPoint, S., Balkenhol, N., Hale, J., Sadler, J., & van der Ree, R. (2015). Ecological connectivity research in urban areas. *Functional Ecology*, 29(7), 868-878. <https://doi.org/10.1111/1365-2435.12489>
- Lavorel, S., & Garnier, E. (2002). Predicting changes in community composition and ecosystem functioning from plant traits : Revisiting the Holy Grail. *Functional Ecology*, 16(5), 545-556. <https://doi.org/10.1046/j.1365-2435.2002.00664.x>
- Law, A., Carrasco, L. R., Richards, D. R., Shaikh, S. F. E. A., Tan, C. L. Y., & Nghiem, L. T. P. (2022). Leave no one behind : A case of ecosystem service supply equity in Singapore. *Ambio*, 51(10), 2118-2136. <https://doi.org/10.1007/s13280-022-01735-x>
- Lee, J., & Lee, D. (2015). Nature experience, recreation activity and health benefits of visitors in mountain and urban forests in Vienna, Zurich and Freiburg. *Journal of Mountain Science*, 12(6), 1551-1561. <https://doi.org/10.1007/s11629-014-3246-3>

- Legendre, P., & Legendre, L. (2012). *Numerical ecology* (3rd English ed). Elsevier.
- Lehtomäki, J., & Moilanen, A. (2013). Methods and workflow for spatial conservation prioritization using Zonation. *Environmental Modelling & Software*, 47, 128-137. <https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2013.05.001>
- Lehvävirta, S., & Rita, H. (2002). Natural regeneration of trees in urban woodlands. *Journal of Vegetation Science*, 13(1), 57-66. <https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2002.tb02023.x>
- Leong, M., Dunn, R. R., & Trautwein, M. D. (2018). Biodiversity and socioeconomics in the city : A review of the luxury effect. *Biology Letters*, 14(5), 20180082. <https://doi.org/10.1098/rsbl.2018.0082>
- Lienin, P., & Kleyer, M. (2012). Plant trait responses to the environment and effects on ecosystem properties. *Basic and Applied Ecology*, 13(4), 301-311. <https://doi.org/10.1016/j.baae.2012.05.002>
- Lin, J., Kroll, C. N., & Nowak, D. J. (2021). An uncertainty framework for i-Tree eco : A comparative study of 15 cities across the United States. *Urban Forestry & Urban Greening*, 60, 127062. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2021.127062>
- Littlemore, J., & Barker, S. (2001). The ecological response of forest ground flora and soils to experimental trampling in British urban woodlands. *Urban Ecosystems*, 5(4), 257-276. <https://doi.org/10.1023/A:1025639828427>
- Liu, S., Yuan, Z., Ali, A., Sanaei, A., Mao, Z., Ding, F., Zheng, D., Fang, S., Jia, Z., & Tao, Z. (2021). Anthropogenic disturbances shape soil capillary and saturated water retention indirectly via plant functional traits and soil organic carbon in temperate forests. *Forests*, 12(11), 1588.
- Lookingbill, T. R., Minor, E. S., Mullis, C. S., Nunez-Mir, G. C., & Johnson, P. (2022). Connectivity in the Urban Landscape (2015–2020) : Who? Where? What? When? Why? and How? *Current Landscape Ecology Reports*, 7(1), 1-14. <https://doi.org/10.1007/s40823-021-00068-x>
- Lorenz, K., & Lal, R. (2009). Biogeochemical C and N cycles in urban soils. *Environment International*, 35(1), 1-8. <https://doi.org/10.1016/j.envint.2008.05.006>

- Luck, G. W. (2007). A review of the relationships between human population density and biodiversity. *Biological Reviews*, 82(4), 607-645. <https://doi.org/10.1111/j.1469-185X.2007.00028.x>
- Ma, L., Shen, C., Lou, D., Fu, S., & Guan, D. (2017). Ecosystem carbon storage in forest fragments of differing patch size. *Scientific reports*, 7(1), 13173.
- Mace, G. M., Norris, K., & Fitter, A. H. (2012). Biodiversity and ecosystem services : A multilayered relationship. *Trends in ecology & evolution*, 27(1), 19-26.
- Mace, G. M., Possingham, H. P., & Leader-Williams, N. (2007). Prioritizing choices in conservation. *Key topics in conservation biology*, 17-34.
- Manning, P., Van Der Plas, F., Soliveres, S., Allan, E., Maestre, F. T., Mace, G., Whittingham, M. J., & Fischer, M. (2018). Redefining ecosystem multifunctionality. *Nature ecology & evolution*, 2(3), 427-436.
- Margules, C. R., & Pressey, R. L. (2000). Systematic conservation planning. *Nature*, 405(6783), 243-253. <https://doi.org/10.1038/35012251>
- Mascaro, J., Hughes, R. F., & Schnitzer, S. A. (2012). Novel forests maintain ecosystem processes after the decline of native tree species. *Ecological Monographs*, 82(2), 221-228. <https://doi.org/10.1890/11-1014.1>
- McCallum, H., & Dobson, A. (2002). Disease, habitat fragmentation and conservation. *Proceedings of the Royal Society of London. Series B: Biological Sciences*. <https://doi.org/10.1098/rspb.2002.2079>
- McCluskey, E. M., Kuzma, F. C., Enander, H. D., Cole-Wick, A., Coury, M., Cuthrell, D. L., Johnson, C., Kelso, M., Lee, Y. M., Methner, D., Rowe, L., Swinehart, A., & Moore, J. A. (2024). Assessing habitat connectivity of rare species to inform urban conservation planning. *Ecology and Evolution*, 14(3), e11105. <https://doi.org/10.1002/ece3.11105>
- McDonnell, M. (2011). The History of Urban Ecology—An Ecologist’s Perspective. *Urban Ecology: Patterns, Processes and Applications*, 5-13. <https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780199563562.003.0002>

- McKinney, M. L. (2008). Effects of urbanization on species richness : A review of plants and animals. *Urban Ecosystems*, 11(2), 161-176. <https://doi.org/10.1007/s11252-007-0045-4>
- McPhearson, T., Andersson, E., Elmqvist, T., & Frantzeskaki, N. (2015). Resilience of and through urban ecosystem services. *Ecosystem Services*, 12, 152-156.
- Meyer, S. T., Koch, C., & Weisser, W. W. (2015). Towards a standardized Rapid Ecosystem Function Assessment (REFA). *Trends in Ecology & Evolution*, 30(7), 390-397. <https://doi.org/10.1016/j.tree.2015.04.006>
- Millenium Ecosystem Assessment. (2005). Ecosystems and Human Well-Being: Synthesis. (Washington, D.C.: Island Press).
- Ministère de l'Environnement, de la Lutte contre les changements climatiques, de la Faune et des Parcs (MELCCFP). (s.d.). Liste des espèces floristiques menaces ou vulnérables. Repéré à <https://www.quebec.ca/agriculture-environnement-et-ressources-naturelles/flore/especes-floristiques-menacees-ou-vulnerables/liste-especes>
- Minor, E. S., Tessel, S. M., Engelhardt, K. A. M., & Lookingbill, T. R. (2009). The role of landscape connectivity in assembling exotic plant communities : A network analysis. *Ecology*, 90(7), 1802-1809. <https://doi.org/10.1890/08-1015.1>
- Mitchell, M. G. E., Bennett, E. M., & Gonzalez, A. (2013). Linking Landscape Connectivity and Ecosystem Service Provision : Current Knowledge and Research Gaps. *Ecosystems*, 16(5), 894-908. <https://doi.org/10.1007/s10021-013-9647-2>
- Mo, L., Crowther, T. W., Maynard, D. S., Van den Hoogen, J., Ma, H., Bialic-Murphy, L., Liang, J., De-Miguel, S., Nabuurs, G.-J., & Reich, P. B. (2024). The global distribution and drivers of wood density and their impact on forest carbon stocks. *Nature Ecology & Evolution*, 1-18.
- Mohai, P., Pellow, D., & Roberts, J. T. (2009). Environmental Justice. *Annual Review of Environment and Resources*, 34(1), 405-430. <https://doi.org/10.1146/annurev-environ-082508-094348>
- Moilanen, A., Kujala, H., & Leathwick, J. R. (2009). The Zonation Framework and Software for Conservation Prioritization. In A. Moilanen, K. A. Wilson, & H. P. Possingham (Éds.),

Spatial Conservation Prioritization : Quantitative Methods and Computational Tools (p. 0). Oxford University Press. <https://doi.org/10.1093/oso/9780199547760.003.0015>

Moss, J. L., Doick, K. J., Smith, S., & Shahrestani, M. (2019). Influence of evaporative cooling by urban forests on cooling demand in cities. *Urban Forestry & Urban Greening*, 37, 65-73. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.07.023>

Nesbitt, L., Meitner, M. J., Girling, C., Sheppard, S. R. J., & Lu, Y. (2019). Who has access to urban vegetation? A spatial analysis of distributional green equity in 10 US cities. *Landscape and Urban Planning*, 181, 51-79. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2018.08.007>

Nilon, C. H., Aronson, M. F. J., Cilliers, S. S., Dobbs, C., Frazee, L. J., Goddard, M. A., O'Neill, K. M., Roberts, D., Stander, E. K., Werner, P., Winter, M., & Yocom, K. P. (2017). Planning for the Future of Urban Biodiversity : A Global Review of City-Scale Initiatives. *BioScience*, 67(4), 332-342. <https://doi.org/10.1093/biosci/bix012>

Nor, A. N. M., Corstanje, R., Harris, J. A., Grafius, D. R., & Siriwardena, G. M. (2017). Ecological connectivity networks in rapidly expanding cities. *Heliyon*, 3(6), e00325. <https://doi.org/10.1016/j.heliyon.2017.e00325>

Noss, R. F., & Daly, K. M. (2006). Incorporating connectivity into broad-scale conservation planning. In K. R. Crooks & M. Sanjayan (Éds.), *Connectivity Conservation* (1^{re} éd., p. 587-619). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.026>

Nowak, D., & Crane, D. (2002). Nowak DJ and Crane DE,. Carbon storage and sequestration by urban trees in the USA. Environ Pollut. *Environmental Pollution*, 116. [https://doi.org/10.1016/S0269-7491\(01\)00214-7](https://doi.org/10.1016/S0269-7491(01)00214-7)

Nowak, D. J., & Crane, D. E. (2000). *The Urban Forest Effects (UFORE) Model : Quantifying urban forest structure and functions*.

Nyelele, C., & Kroll, C. N. (2020). The equity of urban forest ecosystem services and benefits in the Bronx, NY. *Urban Forestry & Urban Greening*, 53, 126723. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2020.126723>

- O'Brien, L. E., Urbanek, R. E., & Gregory, J. D. (2022). Ecological functions and human benefits of urban forests. *Urban Forestry & Urban Greening*, 75, 127707. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2022.127707>
- O'Brien, L., & Morris, J. (2014). Well-being for all? The social distribution of benefits gained from woodlands and forests in Britain. *Local Environment*, 19(4), 356-383. <https://doi.org/10.1080/13549839.2013.790354>
- O'Brien, L., Morris, J., & Stewart, A. (2014). Engaging with peri-urban woodlands in England : The contribution to people's health and well-being and implications for future management. *International journal of environmental research and public health*, 11(6), 6171-6192.
- O'Brien, P., Gunn, J. S., Clark, A., Gleeson, J., Pither, R., & Bowman, J. (2023). Integrating carbon stocks and landscape connectivity for nature-based climate solutions. *Ecology and Evolution*, 13(1), e9725. <https://doi.org/10.1002/ece3.9725>
- Ode, Å., & Fry, G. (2006). A model for quantifying and predicting urban pressure on woodland. *Landscape and Urban Planning*, 77(1), 17-27. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2005.01.003>
- Oke, C., Bekessy, S. A., Frantzeskaki, N., Bush, J., Fitzsimons, J. A., Garrard, G. E., Grenfell, M., Harrison, L., Hartigan, M., Callow, D., Cotter, B., & Gawler, S. (2021). Cities should respond to the biodiversity extinction crisis. *Npj Urban Sustainability*, 1(1), 1-4. <https://doi.org/10.1038/s42949-020-00010-w>
- Oksanen, J., Simpson, G., Blanchet, F., Kindt, R., Legendre, P., Minchin, P., O'Hara, R., Solymos, P., Stevens, M., Szoecs, E., Wagner, H., Barbour, M., Bedward, M., Bolker, B., Borcard, D., Carvalho, G., Chirico, M., De Caceres, M., Durand, S., Evangelista, H., FitzJohn, R., Friendly, M., Furneaux, B., Hannigan, G., Hill, M., Lahti, L., McGlinn, D., Ouellette, M., Ribeiro Cunha, E., Smith, T., Stier, A., Ter Braak, C., Weedon, J. (2022). *_vegan: Community Ecology Package_*. R package version 2.6-4. <<https://CRAN.R-project.org/package=vegan>>.
- Ordóñez Barona, C., St Denis, A., Jung, J., Bassett, C. G., Delagrangé, S., Duinker, P., & Conway, T. (2024). A content analysis of urban forest management plans in Canada : Changes in social-ecological objectives over time. *Landscape and Urban Planning*, 251, 105154. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2024.105154>

- Ordóñez, C., & Duinker, P. N. (2012). Ecological integrity in urban forests. *Urban Ecosystems*, 15(4), 863-877. <https://doi.org/10.1007/s11252-012-0235-6>
- Osei Owusu, R., & Rigolon, A. (2024). What has Contributed to Green Space Inequities in U.S. Cities? A Narrative Review. *Journal of Planning Literature*, 08854122241269981. <https://doi.org/10.1177/08854122241269981>
- Pace, R., Biber, P., Pretzsch, H., & Grote, R. (2018). Modeling ecosystem services for park trees : Sensitivity of i-tree eco simulations to light exposure and tree species classification. *Forests*, 9(2), 89.
- Panagea, I. S., Berti, A., Čermak, P., Diels, J., Elsen, A., Kusá, H., Piccoli, I., Poesen, J., Stoate, C., Tits, M., Toth, Z., & Wyseure, G. (2021). Soil Water Retention as Affected by Management Induced Changes of Soil Organic Carbon : Analysis of Long-Term Experiments in Europe. *Land*, 10(12), Article 12. <https://doi.org/10.3390/land10121362>
- Parcerisas, L., & Ruiz, J. (2014). *The spatial impacts of agricultural changes in Quebec (1951-2011)*. <https://doi.org/10.13140/2.1.3537.0883>
- Parrish, J. D., Braun, D. P., & Unnasch, R. S. (2003). Are we conserving what we say we are? Measuring ecological integrity within protected areas. *BioScience*, 53(9), 851-860.
- Pascual-Hortal, L., & Saura, S. (2007). Impact of spatial scale on the identification of critical habitat patches for the maintenance of landscape connectivity. *Landscape and Urban Planning*, 83(2), 176-186. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2007.04.003>
- Perrings, C., Naeem, S., Ahrestani, F. S., Bunker, D. E., Burkill, P., Canziani, G., Elmqvist, T., Fuhrman, J. A., Jaksic, F. M., Kawabata, Z., Kinzig, A., Mace, G. M., Mooney, H., Prieur-Richard, A.-H., Tschirhart, J., & Weisser, W. (2011). Ecosystem services, targets, and indicators for the conservation and sustainable use of biodiversity. *Frontiers in Ecology and the Environment*, 9(9), 512-520. <https://doi.org/10.1890/100212>
- Pham, T.-T.-H., Apparicio, P., Séguin, A.-M., Landry, S., & Gagnon, M. (2012). Spatial distribution of vegetation in Montreal : An uneven distribution or environmental inequity? *Landscape and Urban Planning*, 107(3), 214-224. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2012.06.002>

- Pickett, S. T. A. (2001). *URBAN ECOLOGICAL SYSTEMS: Linking Terrestrial Ecological, Physical, and Socioeconomic Components of Metropolitan Areas I*.
- Pickett, S. T. A., Parker, V. T., & Fiedler, P. L. (1992). The New Paradigm in Ecology : Implications for Conservation Biology Above the Species Level. In P. L. Fiedler & S. K. Jain (Éds.), *Conservation Biology : The Theory and Practice of Nature Conservation Preservation and Management* (p. 65-88). Springer US. https://doi.org/10.1007/978-1-4684-6426-9_4
- Potgieter, L. J., Li, D., Baiser, B., Kühn, I., Aronson, M. F. J., Carboni, M., Celesti-Grapow, L., De Matos, A. C. L., Lososová, Z., Montañó-Centellas, F. A., Pyšek, P., Richardson, D. M., Tsang, T. P. N., Zenni, R. D., & Cadotte, M. W. (2024). Cities Shape the Diversity and Spread of Nonnative Species. *Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics*, 55(1), 157-180. <https://doi.org/10.1146/annurev-ecolsys-102722-012749>
- Quinton, J., Nesbitt, L., & Czekajlo, A. (2022). Wealthy, educated, and... non-millennial? Variable patterns of distributional inequity in 31 Canadian cities. *Landscape and Urban Planning*, 227, 104535. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2022.104535>
- R Core Team (2024). *_R: A Language and Environment for Statistical Computing_*. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. <<https://www.R-project.org>>.
- Rigolon, A. (2016). A complex landscape of inequity in access to urban parks : A literature review. *Landscape and Urban Planning*, 153, 160-169. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2016.05.017>
- Roman, L. A., Pearsall, H., Eisenman, T. S., Conway, T. M., Fahey, R. T., Landry, S., Vogt, J., van Doorn, N. S., Grove, J. M., Locke, D. H., Bardekjian, A. C., Battles, J. J., Cadenasso, M. L., van den Bosch, C. C. K., Avolio, M., Berland, A., Jenerette, G. D., Mincey, S. K., Pataki, D. E., & Staudhammer, C. (2018). Human and biophysical legacies shape contemporary urban forests : A literature synthesis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 31, 157-168. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2018.03.004>
- Rosenfeld, J. S. (2002). Functional redundancy in ecology and conservation. *Oikos*, 98(1), 156-162. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2002.980116.x>
- Rudnick, D. A., Ryan, S. J., Beier, P., Cushman, S. A., Dieffenbach, F., Epps, C. W., Gerber, L., Hartter, J., Jenness, J. S., & Kintsch, J. (2012). The role of landscape connectivity in

- planning and implementing conservation and restoration priorities. *Issues in ecology*, 16, 1-23.
- Satopaa, V., Albrecht, J., Irwin, D., & Raghavan, B. (2011). Finding a « Kneedle » in a Haystack : Detecting Knee Points in System Behavior. *2011 31st International Conference on Distributed Computing Systems Workshops*, 166-171.
<https://doi.org/10.1109/ICDCSW.2011.20>
- Saucier, J.-P., J.-P. Berger, H. D'Avignon and P. Racine. 1994. Le point d'observation écologique: normes techniques. Service des inventaires forestiers, Direction de la gestion des stocks forestiers, ministère des Ressources naturelles du Québec, Québec, 116 p.
- Schell, C. J., Dyson, K., Fuentes, T. L., Des Roches, S., Harris, N. C., Miller, D. S., Woelfle-Erskine, C. A., & Lambert, M. R. (2020). The ecological and evolutionary consequences of systemic racism in urban environments. *Science*, 369(6510), eaay4497.
<https://doi.org/10.1126/science.aay4497>
- Schüle, S. A., Hilz, L. K., Dreger, S., & Bolte, G. (2019). Social Inequalities in Environmental Resources of Green and Blue Spaces : A Review of Evidence in the WHO European Region. *International Journal of Environmental Research and Public Health*, 16(7), Article 7. <https://doi.org/10.3390/ijerph16071216>
- Schwartz, M. W., Jurjavcic, N. L., & O'Brien, J. M. (2002). Conservation's Disenfranchised Urban Poor. *BioScience*, 52(7), 601-606. [https://doi.org/10.1641/0006-3568\(2002\)052\[0601:CSDUP\]2.0.CO;2](https://doi.org/10.1641/0006-3568(2002)052[0601:CSDUP]2.0.CO;2)
- Sénécal, G., Hamel, P., Guerpillon, L., & Boivin, J. (2001). *Aménager la métropole nature : Retour sur les efforts passés de planification dans la région de Montréal et essai d'évaluation de la situation actuelle des banlieues / Planning and developing a « Green Metropolis » : a review of previous planning strategies in the Montreal region and an evaluation of the present situation in the suburbs.*
<https://doi.org/10.3406/geoca.2001.2572>
- Shackleton, S., Chinyimba, A., Hebinck, P., Shackleton, C., & Kaoma, H. (2015). Multiple benefits and values of trees in urban landscapes in two towns in northern South Africa. *Landscape and Urban Planning*, 136, 76-86.

- Shipley, B. (Éd.). (2009). Trait-based community ecology. In *From Plant Traits to Vegetation Structure : Chance and Selection in the Assembly of Ecological Communities* (p. 36-81). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511806971.004>
- Shuster, W. D., Bonta, J., Thurston, H., Warnemuende, E., & Smith, D. R. (2005). Impacts of impervious surface on watershed hydrology : A review. *Urban Water Journal*, 2(4), 263-275. <https://doi.org/10.1080/15730620500386529>
- Sieghardt, M., Mursch-Radlgruber, E., Paoletti, E., Couenberg, E., Dimitrakopoulus, A., Rego, F., Hatzistathis, A., & Randrup, T. B. (2005). The Abiotic Urban Environment : Impact of Urban Growing Conditions on Urban Vegetation. In C. Konijnendijk, K. Nilsson, T. Randrup, & J. Schipperijn (Éds.), *Urban Forests and Trees* (p. 281-323). Springer-Verlag. https://doi.org/10.1007/3-540-27684-X_12
- Silver, W. L., & Miya, R. K. (2001). Global patterns in root decomposition : Comparisons of climate and litter quality effects. *Oecologia*, 129(3), 407-419. <https://doi.org/10.1007/s004420100740>
- Sist, P., Mazzei, L., Blanc, L., & Rutishauser, E. (2014). Large trees as key elements of carbon storage and dynamics after selective logging in the Eastern Amazon. *Forest Ecology and Management*, 318, 103-109.
- Soga, M., Kanno, N., Yamaura, Y., & Koike, S. (2013). Patch size determines the strength of edge effects on carabid beetle assemblages in urban remnant forests. *Journal of Insect Conservation*, 17(2), 421-428. <https://doi.org/10.1007/s10841-012-9524-x>
- Statistics Canada. Table 98-10-0013-02 Population and dwelling counts: Canada, provinces and territories, and aggregate dissemination areas.
- Statistics Canada. (2016). Census Profile, 2016 Census. Retrieved from <https://www12.statcan.gc.ca/census-recensement/2016/dp-pd/prof/details/page.cfm?Lang=E&Geo1=CSD&Code1=2466023&Geo2=CD&Code2=2466&SearchText=montreal&SearchType=Begin&SearchPR=01&B1=All&TABID=1&type=0>
- Statistics Canada. 2021 Census of Population.

- Statistics Canada. 2022. Table 98-10-0013-02 Population and dwelling counts: Canada, provinces and territories, and aggregate dissemination areas. <https://doi.org/10.25318/9810001301-eng>
- Statistics Canada. (2023). The Canadian Index of Multiple Deprivation, 2021. Statistics Canada Catalogue no. 45-20-0001.
- Steenberg, J. W. N., Millward, A. A., Nowak, D. J., & Robinson, P. J. (2017). A conceptual framework of urban forest ecosystem vulnerability. *Environmental Reviews*, 25(1), 115-126. <https://doi.org/10.1139/er-2016-0022>
- Strife, S., & Downey, L. (2009). Childhood Development and Access to Nature : A New Direction for Environmental Inequality Research. *Organization & Environment*, 22(1), 99-122. <https://doi.org/10.1177/1086026609333340>
- Sukopp, H. (2004). Human-caused impact on preserved vegetation. *Landscape and Urban Planning*, 68(4), 347-355. [https://doi.org/10.1016/S0169-2046\(03\)00152-X](https://doi.org/10.1016/S0169-2046(03)00152-X)
- Sun, R., Chen, A., Chen, L., & Lü, Y. (2012). Cooling effects of wetlands in an urban region : The case of Beijing. *Ecological Indicators*, 20, 57-64.
- Sun, Y., Saha, S., Tost, H., Kong, X., & Xu, C. (2022). Literature Review Reveals a Global Access Inequity to Urban Green Spaces. *Sustainability*, 14(3), Article 3. <https://doi.org/10.3390/su14031062>
- Taylor, P. D., Fahrig, L., Henein, K., & Merriam, G. (1993). Connectivity is a vital element of landscape structure. *Oikos*, 571-573.
- Taylor, P. D., Fahrig, L., & With, K. A. (2006). Landscape connectivity : A return to the basics. In K. R. Crooks & M. Sanjayan (Éds.), *Connectivity Conservation* (1^{re} éd., p. 29-43). Cambridge University Press. <https://doi.org/10.1017/CBO9780511754821.003>
- Teixeira, C. P., & Fernandes, C. O. (2020). Novel ecosystems : A review of the concept in non-urban and urban contexts. *Landscape Ecology*, 35(1), 23-39. <https://doi.org/10.1007/s10980-019-00934-4>

- Tessum, C. W., Apte, J. S., Goodkind, A. L., Muller, N. Z., Mullins, K. A., Paoletta, D. A., Polasky, S., Springer, N. P., Thakrar, S. K., Marshall, J. D., & Hill, J. D. (2019). Inequity in consumption of goods and services adds to racial–ethnic disparities in air pollution exposure. *Proceedings of the National Academy of Sciences*, 116(13), 6001-6006. <https://doi.org/10.1073/pnas.1818859116>
- Timilsina, N., Escobedo, F. J., Cropper Jr, W. P., Abd-Elrahman, A., Brandeis, T. J., Delphin, S., & Lambert, S. (2013). A framework for identifying carbon hotspots and forest management drivers. *Journal of environmental management*, 114, 293-302.
- Tischendorf, L., & Fahrig, L. (2000). On the usage and measurement of landscape connectivity. *Oikos*, 90(1), 7-19. <https://doi.org/10.1034/j.1600-0706.2000.900102.x>
- Turner, M. G. (2005). LANDSCAPE ECOLOGY IN NORTH AMERICA : PAST, PRESENT, AND FUTURE. *Ecology*, 86(8), 1967-1974. <https://doi.org/10.1890/04-0890>
- Turner, M. G., & Chapin, F. S. (2005). Causes and Consequences of Spatial Heterogeneity in Ecosystem Function. In G. M. Lovett, M. G. Turner, C. G. Jones, & K. C. Weathers (Éds.), *Ecosystem Function in Heterogeneous Landscapes* (p. 9-30). Springer New York. https://doi.org/10.1007/0-387-24091-8_2
- Vallet, J., Beaujouan, V., Pithon, J., Rozé, F., & Daniel, H. (2010). The effects of urban or rural landscape context and distance from the edge on native woodland plant communities. *Biodiversity and Conservation*, 19, 3375-3392.
- Vallet, J., Daniel, H., Beaujouan, V., Rozé, F., & Pavoine, S. (2010). Using biological traits to assess how urbanization filters plant species of small woodlands. *Applied Vegetation Science*, 13(4), 412-424. <https://doi.org/10.1111/j.1654-109X.2010.01087.x>
- Van de Grift, J. (1996). *The Relative Site Moisture Index : An Expansion of the Topographic Relative Moisture Index* [Thesis]. <https://minds.wisconsin.edu/handle/1793/39077>
- Varuzzo, A., & Harvey, D. C. (2017). Disproportionalities in the urban forest : Analyzing the role of stewardship agencies in dictating the distribution of an urban environmental resource. *Landscape and Urban Planning*, 167, 232-239.

- Vellend, M., Verheyen, K., Flinn, K. M., Jacquemyn, H., Kolb, A., Van Calster, H., Peterken, G., Graae, B. J., Bellemare, J., Honnay, O., Brunet, J., Wulf, M., Gerhardt, F., & Hermy, M. (2007). Homogenization of forest plant communities and weakening of species–environment relationships via agricultural land use. *Journal of Ecology*, 95(3), 565-573. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2007.01233.x>
- Ward, E. B., Doroski, D. A., Felson, A. J., Hallett, R. A., Oldfield, E. E., Kuebbing, S. E., & Bradford, M. A. (2021). Positive long-term impacts of restoration on soils in an experimental urban forest. *Ecological Applications*, 31(5), e02336. <https://doi.org/10.1002/eap.2336>
- Weeks, J. R. (2010). Defining Urban Areas. In T. Rashed & C. Jürgens (Éds.), *Remote Sensing of Urban and Suburban Areas* (p. 33-45). Springer Netherlands. https://doi.org/10.1007/978-1-4020-4385-7_3
- Williams, N. S. G., Schwartz, M. W., Vesk, P. A., McCarthy, M. A., Hahs, A. K., Clemants, S. E., Corlett, R. T., Duncan, R. P., Norton, B. A., Thompson, K., & McDonnell, M. J. (2009). A conceptual framework for predicting the effects of urban environments on floras. *Journal of Ecology*, 97(1), 4-9. <https://doi.org/10.1111/j.1365-2745.2008.01460.x>
- Williams, S. H., Scriven, S. A., Burslem, D. F. R. P., Hill, J. K., Reynolds, G., Agama, A. L., Kugan, F., Maycock, C. R., Khoo, E., Hastie, A. Y. L., Sugau, J. B., Nilus, R., Pereira, J. T., Tsen, S. L. T., Lee, L. Y., Juiling, S., Hodgson, J. A., Cole, L. E. S., Asner, G. P., ... Brodie, J. F. (2020). Incorporating connectivity into conservation planning for the optimal representation of multiple species and ecosystem services. *Conservation Biology*, 34(4), 934-942. <https://doi.org/10.1111/cobi.13450>
- Wilson, K. A., Carwardine, J., & Possingham, H. P. (2009). Setting Conservation Priorities. *Annals of the New York Academy of Sciences*, 1162(1), 237-264. <https://doi.org/10.1111/j.1749-6632.2009.04149.x>
- Wolch, J. R., Byrne, J., & Newell, J. P. (2014). Urban green space, public health, and environmental justice : The challenge of making cities ‘just green enough’. *Landscape and urban planning*, 125, 234-244.
- Wolch, J., Wilson, J. P., & Fehrenbach, J. (2005). Parks and Park Funding in Los Angeles : An Equity-Mapping Analysis. *Urban Geography*, 26(1), 4-35. <https://doi.org/10.2747/0272-3638.26.1.4>

- World Health Organization. Regional Office for Europe. (2016). *Urban green spaces and health* (WHO/EURO:2016-3352-43111-60341). World Health Organization. Regional Office for Europe. <https://apps.who.int/iris/handle/10665/345751>
- Wurtzebach, Z., & Schultz, C. (2016). Measuring ecological integrity : History, practical applications, and research opportunities. *BioScience*, 66(6), 446-457.
- Xiong, G., He, R., Wang, G., Hong, J., & Jin, Y. (2023). Environmental Inequalities in Ecosystem Services Benefits of Green Infrastructure : A Case Study from China. *Forests*, 15(1), 73.
- Xu, C., Rahman, M., Haase, D., Wu, Y., Su, M., & Pauleit, S. (2020). Surface runoff in urban areas : The role of residential cover and urban growth form. *Journal of Cleaner Production*, 262, 121421. <https://doi.org/10.1016/j.jclepro.2020.121421>
- Yang, J., Yan, P., He, R., & Song, X. (2017). Exploring land-use legacy effects on taxonomic and functional diversity of woody plants in a rapidly urbanizing landscape. *Landscape and Urban Planning*, 162, 92-103. <https://doi.org/10.1016/j.landurbplan.2017.02.003>
- Yang, L., Qian, F., Song, D.-X., & Zheng, K.-J. (2016). Research on Urban Heat-Island Effect. *Procedia Engineering*, 169, 11-18. <https://doi.org/10.1016/j.proeng.2016.10.002>
- Yao, L., Chen, L., Wei, W., & Sun, R. (2015). Potential reduction in urban runoff by green spaces in Beijing : A scenario analysis. *Urban Forestry & Urban Greening*, 14(2), 300-308. <https://doi.org/10.1016/j.ufug.2015.02.014>
- Zhang, Y., Su, T., Ma, Y., Wang, Y., Wang, W., Zha, N., & Shao, M. (2022). Forest ecosystem service functions and their associations with landscape patterns in Renqiu City. *PloS one*, 17(4), e0265015.
- Ziter, C. (2016). The biodiversity–ecosystem service relationship in urban areas : A quantitative review. *Oikos*, 125(6), 761-768.

